

Jährliche Schwankungen und Langzeittrends von Brutvögeln in einem Ackerbaugebiet im südlichen Weinviertel (Niederösterreich) in den Jahren 1992 bis 2009

Ulrich Straka

Straka, U. (2021): Annual fluctuations and long-term trends of breeding birds on a farmland plot in Lower Austria between 1992 and 2009. *Egretta* 57: 15-35.

Reasons for temporal changes of breeding bird numbers are often still incompletely understood. Hence, in continuation of a monitoring project running since 1985, breeding bird territories were mapped in a 350 ha plot of farmland in the southern part of the Weinviertel (Lower Austria) from 1992 until 2009. Except of a small stream of about 4 km length and the road network, the study area consisted exclusively of arable land. Out of 38 recorded breeding bird species only the five species Northern Lapwing, Common Pheasant, Grey Partridge, Common Quail and Eurasian Skylark were breeding in the arable fields, whereas the breeding territories of 30 species were restricted to areas bordering the small stream. The three species Carrion Crow, Common Kestrel and Eurasian Hobby had their nests mainly on the pylons of a powerline running through the study area. During the 18 years of the study, the breeding density of most species was characterized by large fluctuations due to varying weather conditions and changes of the

vegetation structure along the small stream. The most frequent species was the Eurasian Skylark with a density of 1.8-5.7 territories/10 ha and with a maximum of territories in the years 1993-1996. From 1994 onwards there was an almost continuous decline in the total number of skylarks of about 68.4 %. For the bird species breeding along the small stream, the number of territories fluctuated between 49 und 118. The ditch clearings in 1998 and 2009, including mowing and coppicing, were followed by declines of territories of about 39 and 33 %, respectively. During the study period, the numbers of the most common species Marsh Warbler, Red-backed Shrike, Yellowhammer and Common Reed Bunting increased. However following an increase, the number of territories of the Red-backed Shrike diminished from 2002 to 2007 by 89 %. This case study underlines the necessity of considering a variety of abiotic and biotic factors for understanding the temporal changes in the abundance of breeding birds on a local scale.

Keywords:

abundance fluctuations, intensive farming, long-term study, monitoring

1. Einleitung

Durch zahlreiche siedlungsbiologische Untersuchungen, insbesondere in den letzten 30 Jahren, hat sich das Wissen über das quantitative Vorkommen vieler Kleinvogelarten deutlich verbessert. Ein wesentlicher Mangel, der den meisten Untersuchungen anhaftet, ist ihr Kurzzeitcharakter. Daraus resultiert, dass Aussagen zu langfristigen Schwankungsamplituden von Sommervogelbeständen bisher selten sind. Die Beantwortung der Frage, inwieweit beobachtete Bestandsveränderungen

normale Fluktuationen darstellen oder Ausdruck von Bestandstrends sind, bleibt somit problematisch (vgl. Wink 1974, Thiele 1978, Sellin 1988). Die Kenntnis langfristiger Bestandsschwankungen bildet eine wichtige Grundlage zur Beurteilung beobachteter Veränderungen im Zusammenhang mit der Bioindikation durch Vögel. Beachtliche Schwankungen des Sommerbestands von Kleinvögeln sind selbst in weitgehend ungestörten Gebieten zu verzeichnen, wobei Witterungseinflüsse eine wesentliche Rolle spielen (Klafs et al. 1981). In diesem Zusammenhang ist aber auch die Habitatqualität von

großer Bedeutung, da nach den bisherigen Erfahrungen in suboptimalen Habitaten stärkere Schwankungen auftreten (Sellin 1988, Utschik 1990).

Moderne Ackerlandschaften zählen zu den artenärmsten Vogel Lebensräumen Mitteleuropas, wobei die meisten der hier lebenden Arten von der Ausstattung mit nicht ackerbaulich genutzten Landschaftselementen abhängig sind (Fuller et al. 2004, Albrecht et al. 2008, Batory et al. 2010, Straka & Reiter 2014). Die Mehrzahl der eng an landwirtschaftlich genutzte Lebensräume gebundenen Vogelarten zeigte in den letzten Jahrzehnten auffallende Bestandsrückgänge, die mit nachteiligen Änderungen der Landbewirtschaftung in Verbindung gebracht werden (Bezzel 1982, Bauer & Berthold 1996, Donald et al. 2001, Schifferli 2001, Langgemach & Ryslavý 2010, Flade & Schwarz 2013). Neben strukturellen Änderungen, wie der Verlust an ökologischen Ausgleichsflächen, der Zunahme der Schlaggröße oder Änderungen in der Fruchtfolge, betrifft dies auch den noch immer steigenden Einsatz von Pestiziden und Düngemitteln mit seinen direkten und indirekten Auswirkungen (vgl. Boatman et al. 2004, Hötter 2004, Guerrero et al. 2012).

Von 1985–2009 wurden vom Verfasser ornithologische Bestandserhebungen auf einer Probefläche in der Ackerlandschaft im südlichen Weinviertel bei Leitzersdorf durchgeführt. In Fortsetzung der bereits veröffentlichten Untersuchungsergebnisse der Jahre 1985–1991 (Straka 1992a) sollen im Folgenden die Ergebnisse der Jahre 1992–2009 dargestellt und diskutiert werden.

2. Material und Methode

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist Teil der von eiszeitlichen Donauschotterterrassen gebildeten, intensiv ackerbaulich genutzten Landschaft des südlichen Weinviertels. Es liegt im Leitzersdorfer Becken (48° 25' N, 16° 14' O), welches im Westen an die markanten Erhebungen der Kalkklippenzone, Waschberg (388 m) und Michelberg (409 m), anschließt. Das Untersuchungsgebiet ist 350 ha groß und weitgehend eben oder sanft ansteigend (190 bis 210 m). Es liegt inmitten ausgedehnter Ackerflächen, der Mindestabstand zur nächstgelegenen Ortschaft bzw. dem nächstgelegenen Feldgehölz beträgt etwa 500 m. Das Untersuchungsgebiet umfasst einen 3,8 km langen Abschnitt des regulierten, von Sträuchern und Einzelbäumen begleiteten Hatzenbachs zwischen den Straßen Leitzersdorf – Niederhollabrunn bzw. Leitzersdorf – Roseldorf sowie die angrenzenden baumfreien Ackerflächen in einer Breite von beidseits etwa 500 m. Die Ackerfläche ist im Abstand von etwa 500 m durch

unbefestigte Wirtschaftswege untergliedert. Drei dieser Wege wurden allerdings im Untersuchungszeitraum in Betonspurwege umgewandelt. Der südliche Teil des Untersuchungsgebiets liegt im Verwaltungsgebiet der Gemeinde Wollmannsberg, der Nordteil im Gemeindegebiet Haselbach. Durch den Südteil der Probefläche verläuft auf einer Länge von 2,5 km eine 380 kV-Hochspannungsleitung mit Gittermasten. Den Nordteil durchzieht auf einer Länge von 500 m ein kleiner, weitgehend gehölzfreier Bachlauf, der in den Hatzenbach mündet.

Eine detaillierte Beschreibung des untersuchten, ca. 3,8 km langen Hatzenbach-Abschnittes erfolgte bereits in Straka (1992a, 1995a). Die Breite des regulierten, etwa 1,5 m im Gelände eingetieften und von Drainagewässern gespeisten Bachlaufs beträgt inklusive der Grabenränder etwa 8 m. Die Breite der beidseitig begleitenden Feldwege (Graswege mit Fahrspuren) liegt bei etwa 4 m. Die Vegetation der steilen Grabenböschungen ist z. T. wiesenartig, die etwa 1 bis 1,5 m breite Grabensohle ist mit Rohrglanzgrasröhricht, Hochstauden und abschnittsweise auch mit Schilfröhricht bestanden. Ein etwa 1 km langer Abschnitt im Nordteil zeichnete sich bereits am Beginn der Untersuchungen durch dichteren Strauchbestand und abschnittsweise geschlossene Hecken aus. Strukturbestimmend waren hier über 20, mehr als 50 Jahre alte Stockausschläge der Kriechen (*Prunus domestica insinita*), eine große Hybridpappel (*Populus x canadensis*) sowie ein großer und mehrere kleine Kirschbäume (*Prunus avium*). Im Südteil befanden sich zu Beginn der Untersuchung im Jahre 1985 nur wenige größere Einzelsträucher und Einzelbäume, drei alte Stockausschläge der Silberweide (*Salix alba*) und zwei Hybridpappeln. Von struktureller Bedeutung waren hier auch einige alte, am Straßenrand wachsende Birnbäume (*Pyrus communis*). Durch Pflanzung zahlreicher Sträucher und Bäume in den Jahren 1988 und 1991 und durch das Wachstum der bereits vorhandenen Holzgewächse erfolgte im Südteil im Untersuchungszeitraum eine deutliche Zunahme des Gehölzbestands. Aus den gepflanzten Steinweichseln (*Prunus mahaleb*) entwickelten sich mehrere Hochhecken von jeweils etwa 50 m Länge. Im Winter 1994/95 wurde am Südwestrand der Untersuchungsfläche der Hatzenbach durch Baggerung teichartig aufgeweitet (Wasserfläche ca. 250 m²) sowie eine angrenzende Ackerfläche im Umfang von ca. 0,7 ha aus der Nutzung genommen und zum Teil mit Gehölzen bepflanzt. Eine weitere, kleinräumige Bachaufweitung wurde im Herbst 2006 im Mittelabschnitt durchgeführt, wobei allerdings der dadurch entstandene Verlust an Ackerfläche durch die abschnittsweise Beseitigung des bachbegleitenden Wirtschaftsweges kompensiert wurde.

Im Untersuchungszeitraum 1992–2009 erfolgten am Hatzenbach im Rahmen von „Pflegemaßnahmen“ mehrfach stärkere Eingriffe, welche zumindest vorübergehend die strukturelle Ausstattung deutlich beeinflussten. Eine erste Grabenräumung des Hatzenbachs (mit Ausnahme eines etwa 300 m langen Abschnittes im Nordteil, der erst im Winter 1998/99 bearbeitet wurde) und des Seitenbachs im Nordteil wurde im Winterhalbjahr 1997/98 durchgeführt. Dabei wurde die Vegetation der Grabenböschungen, unter Schonung größerer Holzgewächse, gehäckselt und die Grabensohle ausgebaggert. Insbesondere im zeitigen Frühjahr ergab sich durch das Fehlen vorjähriger krautiger Vegetationsreste eine starke strukturelle Verarmung. Obwohl auch ein Teil der größeren Holzgewächse stark zurückgeschnitten bzw. einzelne, nahe der Grabensohle wachsende Strauch- und Baumweiden völlig entfernt wurden, waren die

Auswirkungen bezüglich der Gehölze weniger auffallend. Eine weitere Grabenräumung auf ca. 1.200 m Länge im Nordteil erfolgte im Frühjahr 2004 nach massiver Einweihung von Flugerde. Auch im Frühjahr 2006 wurde nach Vernässung einzelner Ackerflächen ein etwa 1.600 m langer Abschnitt im Mittelteil zur Abflusserdüchtigung ausgebaggert. Im Winter 2007/08 wurden im Südteil die ältesten Gehölze, darunter mehrere Silberweiden und die beiden Hybridpappeln sowie ein etwa 20 m langes Gebüsch aus Schlehen (*Prunus spinosa*) und Aschweiden (*Salix cinerea*), geschlägert bzw. gerodet und das anfallende Holz als großer Stapel zur Erzeugung von Hackschnitzel gelagert. Im Frühjahr 2008 wurde außerdem die 1994/95 im Südteil angelegte, durch Einschwemmung von Ackererde bereits stark verlandete Bachaufweitung ausgebaggert. Die erneute Vernässung einzelner Ackerflächen im Frühjahr 2009 war Anlass für

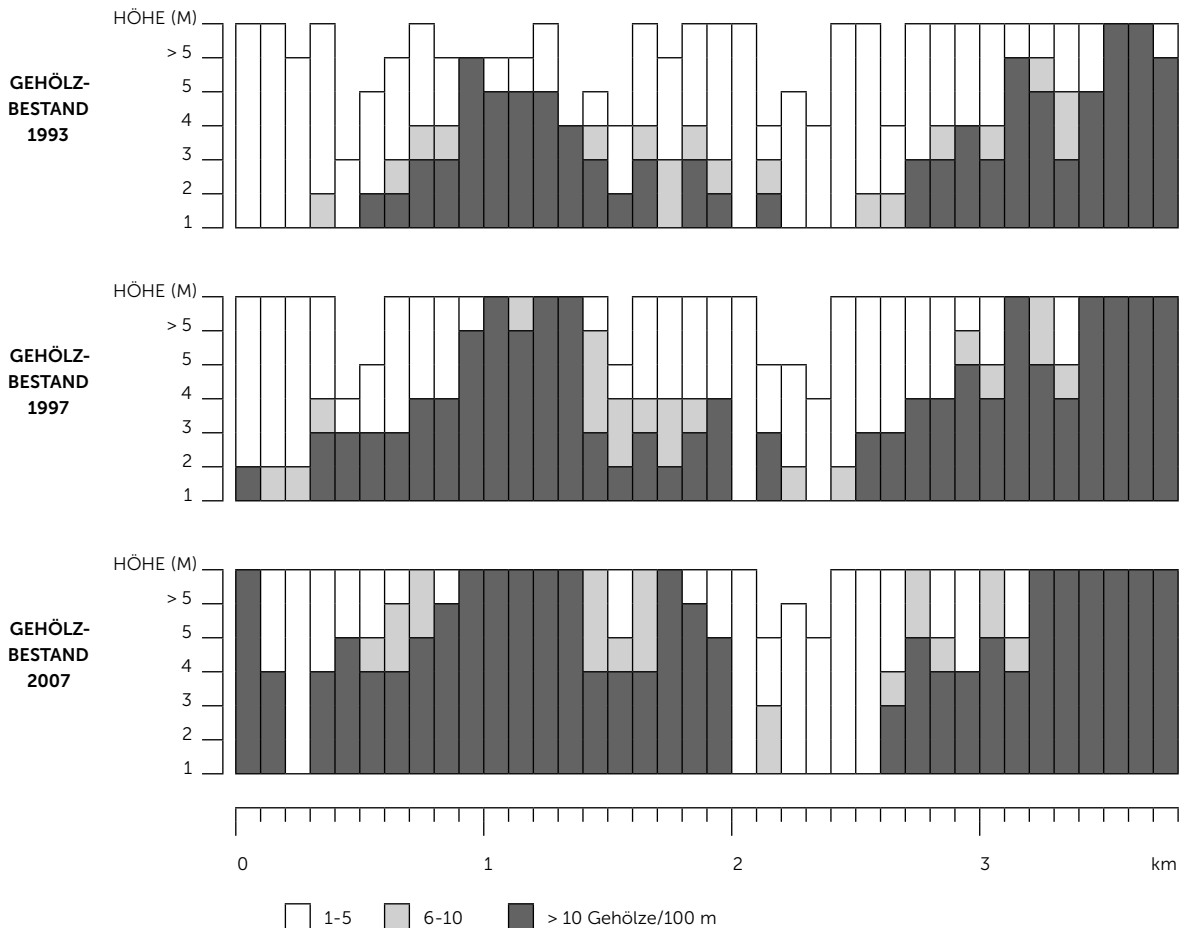


Abb. 1: Entwicklung des Gehölzbestands entlang des Hatzenbachs. Anzahl und Höhe von Holzgewächsen in den Jahren 1993, 1997 und 2007.

Fig. 1: Development of woody plants along the small stream Hatzenbach. Number and size of woody plants in the years 1993, 1997 and 2007.

eine fast durchgehende Räumung des Hatzenbachs Anfang März bis Ende April, bei der auch ein Teil der mehr als 50 Jahre alten Kriechen im Nordteil geschlägert bzw. gerodet wurde. Auf dem am Ackerrand gelagerten Aus-hubmaterial entwickelten sich in Folge teilweise üppige Staudenfluren, u. a. mit *Carduus acanthoides*.

Eine detaillierte Kartierung aller Holzgewächse erfolgte in den Jahren 1993, 1997 und 2007 (Abb. 1). Im Zeitraum 1993-2007 stieg der Anteil der 100 m Abschnitte mit > 10 Holzgewächsen mit einer Höhe bis 1 m von 68 % auf 83 %, jener mit > 10 Holzgewächsen mit einer Höhe > 5 m von 5 % auf 34 %. Der Anteil sehr gehölzarmer Abschnitte mit maximal 5 Holzgewächsen/100 m verringerte sich im Zeitraum 1993-1997 von 21 % auf 3 %, stieg jedoch infolge von Grabenräumungen bis 2007 wieder auf 16 % an.

Die Böden des Untersuchungsgebiets sind tiefgründige Tschernoseme und zum Teil drainierte Feuchtschwarzerden (Brandner 1971), die im Frühjahr zur Zeit der Schneeschmelze zur Vernässung neigen.

Die landwirtschaftliche Nutzung der streifenartig angeordneten Bewirtschaftungsparzellen mit Schlaglängen zwischen 250 und 500 m und Schlaggrößen

von z. T. weniger als 2 bis 3 ha ist durch ein räumliches Nebeneinander verschiedener Feldkulturen geprägt. In der Fruchtfolge dominieren Winterweizen und Sommergerste, daneben werden aber auch Zuckerrübe, Mais, Kartoffel und Futtererbsen, sowie in geringem Umfang Roggen, Wintergerste, Sommerweizen, Raps, Sonnenblumen, Soja und Luzerne angebaut. Die relative Häufigkeit der einzelnen Feldkulturen auf den im Durchschnitt 140 Ackerschlägen pro Jahr in der Untersuchungsfläche zeigt Tab. 1. Verschiebungen in der Häufigkeit der Feldkulturen erfolgten im Untersuchungszeitraum vor allem durch Änderungen in der Agrarförderung. In den Jahren 1992-94 betrug der Anteil der Eiweiß- und Ölfrüchte Erbse, Soja, Raps und Sonnenblume zwischen 19 und 24 % (Mittelwert 20,5 %), der Getreideanteil lag zwischen 47 und 54 % (Mittelwert 50,3 %). Mit dem EU-Eintritt im Jahr 1995 endete die Förderung dieser Sonderkulturen (vgl. Straka 1992a). Der Anteil der Eiweiß- und Ölfrüchte sank auf 4-12 % (Mittelwert 7,8 %), der Anbau von Soja (zuvor 7-9 %) wurde völlig aufgegeben. Der Getreideanteil erhöhte sich in den Folgejahren auf 58-70 % (Mittelwert 61,3 %), verringerte sich aber ab 2008 wieder auf unter 54 %. Der Maisanteil betrug bis 2007 zwischen

Tab. 1: Relativer Anteil (%) verschiedener Feldkulturen in der Untersuchungsfläche Leitzersdorf in den Jahren 1992-2009.

Tab. 1: Relative coverage (%) of different arable crops at the study area Leitzersdorf from 1992-2009.

JAHR	WINTER-GETREIDE	SOMMER-GETREIDE	ERBSEN	ZUCKER-RÜBEN	KARTOFFEL	MAIS	SONNEN-BLUMEN	SOJA	RAPS	LUZERNE	BRACHE	SONSTIGE
1992	28,8	21,2	6,2	19,2	6,2	4,1	3,4	8,9	0,7	1,4	0,0	0,0
1993	32,4	21,8	7,7	14,1	5,6	5,6	1,4	7,0	2,1	1,4	0,7	0,0
1994	27,0	19,9	9,2	13,5	6,4	7,8	4,3	9,2	1,4	0,7	0,7	0,0
1995	43,0	20,1	1,3	14,8	4,0	6,7	5,4	0,7	1,3	0,7	2,0	0,0
1996	27,0	32,8	5,1	17,5	6,6	6,6	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1997	29,3	28,6	5,4	21,8	6,1	4,1	3,4	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0
1998	21,5	38,9	5,4	11,4	6,7	10,1	2,7	0,0	1,3	1,3	0,0	0,0
1999	44,7	24,8	5,0	9,9	4,3	7,1	3,5	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
2000	30,9	30,9	3,6	17,3	7,2	8,6	0,7	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
2001	36,7	25,2	8,6	18,0	2,9	3,6	3,6	0,0	0,0	0,0	0,7	0,7
2002	33,8	25,7	2,9	20,6	4,4	8,1	1,5	0,0	1,5	1,5	0,0	0,0
2003	35,3	30,2	3,6	14,4	7,2	3,6	3,6	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0
2004	32,4	27,9	2,2	17,6	5,1	11,0	2,2	0,0	0,0	0,7	0,0	0,7
2005	38,2	22,8	4,4	16,2	5,9	7,4	2,2	0,0	1,5	0,7	0,0	0,7
2006	33,8	24,3	5,1	20,6	4,4	7,4	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2007	32,6	25,7	3,5	18,1	6,3	10,4	2,1	0,0	0,7	0,7	0,0	0,0
2008	26,1	27,6	1,5	12,7	11,2	14,2	5,2	0,0	0,0	0,7	0,0	0,7
2009	36,4	16,7	3,0	9,1	7,6	21,2	3,0	0,0	0,8	0,8	0,0	1,5

Tab. 2: Witterung im Untersuchungszeitraum 1992-2009 basierend auf eigenen Aufzeichnungen aus Stockerau: Anzahl der Vegetations-tage (Tagesmittel $\geq 5^{\circ}\text{C}$) im März, Anzahl der Regentage mit Niederschlag $> 1\text{ mm}$ in den Monaten April-Juni, Anzahl der warmen Tage (Maximum $\geq 20^{\circ}\text{C}$) im April und Mai, Anzahl der Sommertage (Maximum $\geq 25^{\circ}\text{C}$) im Juni.

Tab. 2: Weather conditions during the study period 1992-2009 based on personal data from Stockerau: Number of days with an average daily temperature $\geq 5^{\circ}\text{C}$ in March, number of days with rainfall $> 1\text{ mm}$ in April-June, number of warm days (maximum $\geq 20^{\circ}\text{C}$) in April and May, number of summer days (maximum $\geq 25^{\circ}\text{C}$) in June.

JAHR	VEGETATIONS-TAGE	ANZAHL REGENTAGE			ANZAHL TAGE MIT MAX. $\geq 20^{\circ}\text{C}$		ANZAHL TAGE MIT MAX. $\geq 25^{\circ}\text{C}$
	MÄRZ	APRIL	MAI	JUNI	APRIL	MAI	JUNI
1992	17	10	5	10	4	25	16
1993	10	6	12	12	9	27	13
1994	22	10	11	10	6	16	14
1995	11	10	8	15	5	15	7
1996	6	8	12	7	9	16	14
1997	16	7	13	11	0	18	11
1998	10	7	11	15	9	21	17
1999	14	12	12	10	0	18	8
2000	19	4	10	8	13	22	15
2001	5	14	9	19	2	25	7
2002	19	9	7	10	2	28	17
2003	20	6	14	9	5	24	26
2004	13	10	14	21	4	15	11
2005	12	10	16	12	3	19	20
2006	13	13	15	16	7	17	16
2007	9	2	13	14	8	15	20
2008	20	12	10	17	2	19	25
2009	18	0	8	16	10	17	11
Mittelwert	14,1	8,3	11,1	12,9	5,4	19,8	14,9

4 und 11 % (Mittelwert 7 %), erhöhte sich in den Jahren 2008 und 2009 aber auf 14 bzw. 21 % (Nutzung zur Biogaserzeugung).

Die bis 2007 bestehende obligatorische Flächenstilllegung war im Untersuchungsgebiet auf Grund der hohen Bodenbonität nicht wirksam, da die in der Untersuchungsfläche wirtschaftenden Landwirte Flächen mit geringerer Bonität abseits des Untersuchungsgebiets stilllegten. Der Zwischenfruchtanbau, vor allem mit Gelbsenf (*Sinapis alba*), begann 1993. Ab 1994-95 erfolgte dieser bereits auf fast allen abgeernteten Getreidefeldern. Allerdings wurden die Begrünungen zunächst noch im Spätherbst umgebrochen, sodass diese Flächen als Schwarzbrachen überwinterten. Ab dem Winter 2001/02 wurde etwa ein Drittel der Flächen als Winterbegrünung belassen. Der Umbruch erfolgte erst im März und April vor dem Frühjahrsanbau.

2.2 Klima und Witterung

Im pannonischen Klimabereich gelegen, zählt das Untersuchungsgebiet mit weniger als 600 mm Jahresniederschlag (Stockerau 566 mm) zu den trockensten und mit einer Vegetationszeit von mehr als 240 Tagen zu den wärmsten Gebieten Österreichs (Bobek 1961-1980). Mangels einer Klimastation in unmittelbarer Nähe der Untersuchungsfläche wurden zur Kennzeichnung der Witterung langjährige Aufzeichnungen aus dem Garten des Autors in der nur wenige Kilometer entfernten Stadt Stockerau herangezogen (Tab. 2). Bemerkenswert ist die große Variabilität. Die Zahl der Vegetationstage (Tagesmittel $> 5^{\circ}\text{C}$) im März und der damit zusammenhängende Beginn der Vegetationsperiode bzw. der landwirtschaftlichen Arbeiten schwankte zwischen minimal fünf Tagen im Jahr 2001 und maximal 22 Tagen im Jahr 1994. Im April standen den sehr trockenen und warmen Jahren 2000, 2007 und 2009 mit nur 4, 2 und 0 Regentagen (mit $> 1\text{ mm}$ Niederschlag) bzw. 13, 8 und 10 Tagen

mit Tagestemperaturmaxima $\geq 20^\circ\text{C}$ die feuchten und kühlen Jahre 1999, 2001 und 2008 mit 12, 14 und 12 Regentagen bzw. 0, 2 und 2 Tagen mit $\geq 20^\circ\text{C}$ gegenüber. Im Mai waren die Jahre 2005 und 2006 mit 16 bzw. 15 Regentagen besonders feucht, die Jahre 1992 und 2002 mit nur 5 bzw. 7 Regentagen besonders regenarm. Im Juni schwankte die Zahl der Regentage zwischen 7 Tagen 1996 und 21 Tagen 2004, die Zahl der Sommertage (Tagesmittel $\geq 25^\circ\text{C}$) zwischen nur 7 Tagen in den Jahren 1995 und 2001 und maximal 25 Tagen im Jahr 2008.

2.3 Ornithologische Kartierung und Auswertung

Die angewandte Methode entsprach den allgemeinen Standards für ornithologische Revierkartierungen (Bibby et al. 1995). Regelmäßige Kontrollen erfolgten zwischen Mitte/Ende März und Ende Juli/Mitte August in etwa 14-tägigem, zum Teil auch wöchentlichem Abstand (insgesamt 252 Kartierungsgänge, davon 212 zwischen April und Juli). Ergänzende Beobachtungen erfolgten im Gebiet auch außerhalb dieses Zeitraumes, zum Teil ganzjährig.

Die Erhebungen erfolgten in den Morgenstunden mit einem durchschnittlichen Zeitaufwand von 2,5 bis 3 Stunden, vor allem von dem den Hatzenbach begleitenden Feldweg aus, wobei dieser entweder mit dem Pkw befahren wurde mit fünf- bis zehnminütigen Haltepunkten etwa alle 200–250 m oder zu Fuß abgegangen wurde (jeweils zweimal pro Erhebung, da Hin- und Rückweg). Alle angetroffenen Vogelindividuen wurden registriert, potenzielle Brutvögel auf Feldkarten eingetragen (Südbeck et al. 2005). Die rasche Vegetationsentwicklung der Ackerkulturen bzw. die damit verbundenen Änderungen der die Habitatqualität bestimmenden Vegetationsstruktur sowie Störungen durch die Bewirtschaftung erfüllten die Grundvoraussetzungen für die Abgrenzung von „Papierrevieren“ der Feldlerche auf Basis von Mehrfachregistrierungen jedoch nur teilweise. Daher erfolgte die Erfassung der Feldlerche in Anlehnung an die von Busche (1982) vorgeschlagene Revierkartierungsmethode. Für die Auswertung der Siedlungsdichte wurden daher nur die Beobachtungen aus dem Zeitraum von Mitte April bis Mitte Mai verwendet. Außerdem wurden dabei nur die Reviere in einem etwa 250 m breiten Streifen beiderseits des Hatzenbachs (insgesamt etwa 160 ha) berücksichtigt.

3. Ergebnisse

Im Zeitraum 1992 bis 2009 konnten insgesamt 38 Arten als sichere oder wahrscheinliche Brutvögel der Untersuchungsfläche festgestellt werden, davon aber nur elf Arten in allen 18 Jahren. Die jährliche Artenzahl

schwankte zwischen 20 und 27 Arten, mit einem Maximum von 25 Arten in den Jahren 1994 und 1995 und einem zweiten Maximum von 26 bzw. 27 Arten in den Jahren 2007 und 2008 (Tab. 3). Die Gesamtabundanz schwankte zwischen 5 und 9 Revieren/10 ha mit Maximalwerten von 9 bzw. 8,9 Revieren/10 ha in den Jahren 1994 bzw. 1995 und 8,6 bzw. 8,7 Revieren/10 ha in den Jahren 2001 bzw. 2005.

Von den 38 Brutvogelarten waren lediglich die fünf Arten Fasan, Rebhuhn, Wachtel und Feldlerche alljährliche Brutvögel und der Kiebitz unregelmäßiger Brutvogel der Ackerflächen. Insgesamt 30 Arten waren in ihrem Brutvorkommen an den Hatzenbach bzw. dessen Zubringer gebunden, wobei dabei die Reviere von Aaskrähe, Turmfalke und Baumfalke, die ab 1994 überwiegend auf den Gittermasten der die Probefläche querenden Hochspannungsleitung brüteten, nicht berücksichtigt sind. Sieben dieser 30 Arten, nämlich Stockente, Kuckuck, Sumpfrohrsänger, Neuntöter, Goldammer, Rohrammer und Feldsperling traten in allen Jahren als Brutvögel auf. Die sechs Arten Waldohreule, Nachtigall, Drosselrohrsänger, Schilfrohrsänger, Blaumeise und Elster nutzten nur in jeweils einem Jahr die Bach begleitenden Strukturen als Bruthabitat. Die Gesamtzahl der Reviere am Hatzenbach schwankte zwischen 49 und 118. Die fast durchgehenden Grabenräumungen in den Jahren 1998 und 2009 führten zu einem starken Rückgang des Brutbestands um 39 bzw. 33 % von 80 Revieren im Jahr 1997 auf 49 Reviere im Jahr 1998 bzw. von 93 Revieren im Jahr 2008 auf 63 Reviere im Jahr 2009.

3.1 Stockente (*Anas platyrhynchos*)

Stockenten, nach ihrem Verhalten Wildvögel, waren im Untersuchungszeitraum regelmäßige Brutvögel am Hatzenbach mit 2–6 Paaren (Tab. 3). In den Jahren 1992 bis 1995, 2000, 2002 und 2007 führte der Hatzenbach nur wenig Wasser und trocknete zumindest zeitweise abschnittsweise oder vollständig aus. Im Jahr 1992 war das ab Juli der Fall, 1993 ab Mitte Mai, 1994 ab Juli, 1995 bereits im April, 2000 ab Mitte Juni, 2002 ab Ende Juli und im Jahr 2007 ab Anfang Juli. Brutnachweise liegen aus dem Jahr 1997 vor, mit einem Nestfund am 8.4., das am 21.4. geplündert war sowie einem Brutnachweis vom 2.7. mit sieben sehr kleinen Pulli. Im Jahr 2000 gelangen Brutnachweise am 30.5. mit drei Pulli sowie am 15.6. mit sieben Pulli. Zudem liegen Brutnachweise aus dem Jahr 2005 vor mit acht Pulli am 25.5. sowie drei Pulli am 2.6. und vom 4.7.2006 mit sechs Pulli. Im Jahr 2007 gelangen Brutnachweise mit einem Pullus am 1.6. sowie vier flüggen Jungvögeln und fünf Pulli am 12.7. und am 3.7.2008 wurden zwei Junge führende Weibchen beobachtet.

Tab. 3: Anzahl der Reviere von Brutvögeln (ohne Feldlerche) in der Untersuchungsfläche Leitzersdorf in den Jahren 1992-2009.

Tab. 3: Number of territories of breeding birds (without Eurasian Skylark) at the study area Leitzersdorf between 1992 and 2009.

JAHR	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Stockente	3	2	2	3	4	2	3	6	4	2	4	2	4	3	4	3	4	4
Teichhuhn									1	1		1	1	1	1	1	1	1
Kiebitz				1											4	1		3
Mäusebussard																1	1	
Turmfalke			2	3	1	1	3	3	4	4	4	2	7	7	7	6	4	4
Baumfalke				1	1	1	1	1	1	1			1	1	1	1	1	1
Fasan	12	10	7	11	14	10	16	14	19	15	17	16	11	26	34	27	35	26
Rebhuhn	4	5	4	4	4	2	4	7	7	4	7	4	4	7	7	6	6	6
Wachtel	6	9	6	11	10	6	5	3	9	12	9	10	15	5	6	5	2	4
Ringeltaube	2	2	2	2	2	2	2	1	2	1	1	1	2	2	2	2	1	
Turteltaube	1	2	1	1	2	1	1			1	1	1	1		3	2		
Kuckuck	2	2	2	1	2	2	2	3	4	3	3	2	3	3	3	3	3	2
Waldohreule		1																
Nachtigall																	1	
Amsel	4	4	8	2	3		1	5	4	6	6	6	7	7	8	11	11	9
Singdrossel	1													1				
Schwarzkehlchen	8	4	4	5	5	3	2	1		2	2	3	1				2	1
Mönchsgrasmücke	1		1	1	1	1	1		1			2	2	4	4	5	3	2
Klappergrasmücke				1										1	2	1		
Sperbergrasmücke	2	1	3	4	1	1		2	1	3	4	2	1	2	2			
Dorngrasmücke	3	2	1	1				1	3					2			1	
Sumpfrohrsänger	21	24	26	27	26	25	14	25	29	36	33	27	36	34	29	38	30	15
Drosselrohrsänger																1		
Schilfrohrsänger									1									
Blaumeise																	1	
Neuntöter	11	15	17	18	18	18	12	14	15	16	18	15	13	13	7	2	7	4
Bachstelze			1			1		1				2	3	2	1	2	1	1
Goldammer	6	8	10	8	5	8	3	5	9	14	16	20	21	22	17	19	13	13
Grauammer	2	1	1	1	1													
Rohrhammer	9	13	9	10	6	11	5	9	15	16	15	12	9	10	8	10	7	5
Buchfink		1				1												
Grünling	1	2	2	2	3	1	1		2		2	2	2	5	6	3	3	3
Hänfling			1		2							1				1		
Feldsperling	1	1	3	1	2	3	2	3	3	3	2	2	4	5	5	5	3	2
Aaskrähe			1	3	3	3	3	5	5	4	5	6	5	6	7	7	5	6
Elster		1																
Star			1		1			1	2	3	1	2	2	1	1	2	1	1
Summe Reviere	100	110	115	122	117	103	81	110	140	148	150	141	155	170	169	165	147	113
Artenzahl	20	21	24	24	23	21	19	20	21	21	19	23	23	24	24	26	25	21
Artenzahl kumulativ	20	23	28	31	31	31	31	31	32	33	33	33	33	33	33	35	37	37

3.2 Teichhuhn (*Gallinula chloropus*)

Bei der teichartigen Bachaufweitung des Hatzenbachs am Südwestrand der Probefläche siedelte ab dem Jahr 2000 alljährlich, mit Ausnahme von 2002, ein Paar Teichhühner (Tab. 3). Brutnachweise gelangen am 22.7.2004 mit einem Jungvogel, am 18.7.2005 mit einem Pullus und mit jeweils zwei Pulli am 12.6.2007 sowie am 1.7.2008.

3.3 Kiebitz (*Vanellus vanellus*)

Kiebitze waren im Untersuchungsgebiet und dessen Umgebung häufige Durchzügler (Straka 1992b) jedoch nur seltene Brutvögel. Im Winter 1994/1995 wurde, wie schon eingangs erwähnt, am Südwestrand der Probefläche der Hatzenbach durch Baggerung aufgeweitet. Im Frühjahr 1995 brütete ein Paar Kiebitze zunächst erfolglos auf einem angrenzenden Maisfeld außerhalb der Probefläche, dann aber erfolgreich auf der schütter bewachsenen Brachfläche am Rande des „Teiches“: Es gelang am 27.6. der Nachweis eines kleinen Jungvogels sowie am 25.7. der Nachweis eines flüggen Jungvogels. Nach dem schneereichen Winter 2005/06 kam es im Frühjahr 2006 auf den Ackerflächen zu teils großflächigen Vernässungen. Bei der größten Lacke, die erst Ende April austrocknete, kam es zur Ansiedlung von vier Kiebitzpaaren, von denen drei auch noch Mitte Juni anwesend waren. Auch im Folgejahr 2007 wurde hier ein territoriales Paar festgestellt. Als Folge der Vernässung einzelner Ackerflächen im Frühjahr 2009 kam es erneut zur Ansiedlung von drei Kiebitzpaaren (Tab. 3), von denen mindestens eines erfolgreich brütete, da am 26.5. ein Pullus beobachtet werden konnte.

3.4 Mäusebussard (*Buteo buteo*)

Mäusebussarde waren in allen Jahren zur Brutzeit regelmäßige Nahrungsgäste. In den Jahren 2007 und 2008 bestand ein besetzter Horst auf einer großen Hybridpappel im Nordteil der Probefläche (Tab. 3). Die Brut verlief aber in beiden Jahren erfolglos. Ein weiterer, spätestens ab 1997 regelmäßig besetzter Horst befand sich in einem kleinen Feldgehölz ca. 500 m westlich außerhalb der Probefläche.

3.5 Turmfalke (*Falco tinnunculus*)

Auf Grund fehlender Brutmöglichkeit waren Turmfalken bis 1993 in der Probefläche nur Nahrungsgäste. Dies änderte sich mit der Brutansiedlung der Aaskrähe auf Hochspannungsmasten (Straka 1994). Ab 1994 hielten sich regelmäßig 1–7 territoriale Paare in der Probefläche auf (Tab. 3). Bei den besetzten Nistplätzen handelte es sich in 77 % der Fälle um Krähenester auf Hochspannungsmasten. Ab 1997 standen infolge des

zunehmenden Aaskrähenbestands auch Krähenester am Hatzenbach zur Verfügung, von denen erstmals 1998 und von 2004–2009 alljährlich 1–3 Nester von Turmfalken besetzt waren. Trotz früher Revierbesetzung wurde ein Teil der Bruten erst nach dem Ausfliegen der Aaskrähenjungvögel Ende Mai bis Mitte Juni begonnen.

3.6 Baumfalke (*Falco subbuteo*)

Ab 1995 brütete alljährlich – mit Ausnahme der Jahre 2002 und 2003, in denen die Nistplätze außerhalb der Probefläche lagen – ein Paar Baumfalken in der Probefläche (Tab. 3). Als Nistplätze wurden fast ausschließlich Krähenester auf Hochspannungsmasten genutzt. Lediglich im Jahr 2009 erfolgte eine erfolgreiche Brut in einem Krähenest auf einem Kirschbaum im Nordteil, nachdem die Aaskrähen den Brutplatz verlassen hatten.

3.7 Fasan (*Phasianus colchicus*)

Die Häufigkeit dieser Vogelart ist in hohem Maße von jagdlichen Aktivitäten abhängig, Informationen über Jagdstrecken oder Aussetzungen liegen allerdings nicht vor. Fasane überwinterten abseits der Probefläche in Feldgehölzen mit Futterstellen. Bei der Besiedlung der Probefläche im Frühjahr zeigte sich zunächst eine deutliche Bindung an den Hatzenbach. Mit zunehmender Vegetationsdeckung im April verteilten sich die Reviere jedoch über die gesamte Probefläche. Die Abundanzangaben in Tab. 3 beziehen sich auf die Anzahl territorialer Männchen, die Maximalzahlen beobachteter Weibchen lagen nur geringfügig unter jenen der Männchen. Da die Aktionsräume einzelner Männchen über die Untersuchungsfläche hinausreichten, müssen die angeführten Abundanzwerte als Maximalwerte betrachtet werden. Die Revieranzahl unterlag beträchtlichen Schwankungen (2–10 Reviere/100 ha; Mittel: 5,1 Reviere/100 ha). Während der Brutzeitbestand in den Jahren 1992–2004 zwischen 7 und 19 Revieren schwankte, wurden von 2005–2009 zwischen 26 und 35 Reviere ermittelt. Junge führende Weibchen wurden frühestens Ende Juni bzw. Anfang Juli beobachtet.

3.8 Rebhuhn (*Perdix perdix*)

Die Verteilung der Reviere zeigte eine deutliche Bindung an den Hatzenbach. Der Rebhuhnbestand betrug im Untersuchungszeitraum zwischen zwei und sieben Paare (0,6–2 Reviere/100 ha, Mittel: 1,4 Reviere/100 ha). Im Zeitraum 1992–1998 war der Brutbestand mit durchschnittlich 3,9 Revieren signifikant geringer als im Zeitraum 1999–2009 mit durchschnittlich 5,9 Revieren (t-Test: $t = 14,18$, $p < 0,001$). Der niedrigste Bestand mit zwei Revieren wurde 1997 ermittelt (Tab. 3). Der Winter

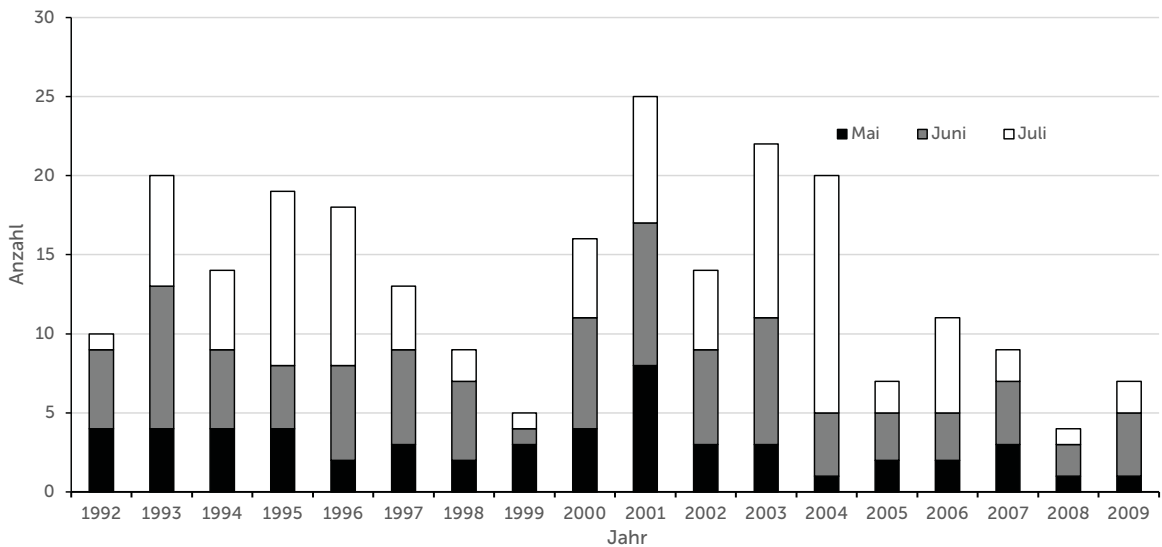


Abb. 2: Monatsmaxima rufender Wachteln in den Jahren 1992-2009 in der Probefläche Leitzersdorf (350 ha).

Fig. 2: Maxima per month of calling Common Quails at the study site Leitzersdorf (350 ha) from 1992-2009.

1996/97 zeichnete sich durch für das Untersuchungsgebiet außergewöhnliche Schneesverhältnisse aus. Von Ende Dezember bis Anfang Februar (50 Tage) lag eine völlig geschlossene Schneedecke, selbst auf offenen Ackerflächen war die Schneedecke nicht durch freigelegte Stellen unterbrochen (vgl. Straka 1998).

Beobachtungen Junge führender Paare gelangen in der Regel erst ab Mitte Juli, wohl auch bedingt durch bessere Erfassungsmöglichkeiten nach der Getreideernte. Frühere Beobachtungen von jeweils einem Paar mit Pulli liegen lediglich vom 2.7.1997, 5.7.2002 und 1.7.2003 vor. Ab Ende Juli kam es bereits zur Bildung größerer Ketten, z. B. sechs Altvögel und 13 Jungvögel am 10.8.1995 oder fünf Altvögel und 14 Jungvögel am 30.7.2002.

3.9 Wachtel (*Coturnix coturnix*)

Von der Wachtel gelangen keine Brutnachweise. Die Angaben in Tab. 3 beziehen sich ausschließlich auf die Feststellung rufender Männchen. Die Anzahl schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen zwei und 15 Revieren (0,6-4,3 Reviere/100 ha). Auffallende Unterschiede zeigte auch das jahreszeitliche Auftreten. Die frühesten Erstbeobachtungen gelangen in der letzten Aprildekade (30.4.1995, 23.4.2002, 24.4.2007), die spätesten Erstbeobachtungen in der letzten Maidekade (21.5.1992, 23.5.1993, 30.5.1996, 20.5.1997). Überdurchschnittlich viele Registrierungen mit Tagesmaxima von 9-15 rufenden Männchen ergaben sich in den Jahren 1993 und 2001 Ende Juni bzw. 1995, 1996, 2003 und 2004 in der ersten und zweiten Julidekade (Abb. 2).

3.10 Ringeltaube (*Columba palumbus*), Turteltaube (*Streptopelia turtur*)

Ringeltaube und Turteltaube traten in der Untersuchungsfläche regelmäßig als Nahrungsgäste auf. Von beiden Arten waren aber auch fast alljährlich mind. 1-3 brutverdächtige Paare bei größeren Sträuchern, Einzelbäumen und Hecken am Hatzenbach zu beobachten (Tab. 3). Nestfunde gelangen nur ausnahmsweise.

3.11 Kuckuck (*Cuculus canorus*)

In allen Jahren konnten von Anfang/Mitte Mai (1994 bereits ab 26.4., 1998 ab 22.4.) bis Ende Juni (1996 zuletzt am 11.7.) regelmäßig 1-4 territoriale Männchen in der Probefläche angetroffen werden (Tab. 3). Sichere Beobachtungen von Weibchen gelangen nicht in allen Jahren. Die Vögel bewegten sich bevorzugt entlang des Bachlaufs in einem Bereich von jeweils ein bis maximal zwei Kilometer. Allerdings konnte mehrfach beobachtet werden, dass die Aktionsräume weit über die Probefläche hinausreichten. So konnten beispielsweise Flüge rufender Männchen über baumfreie Ackerflächen zu einem Feldgehölz bzw. zur Ortschaft Streitdorf mit Schlosspark in etwa 1 km Entfernung beobachtet werden. Beobachtungen von in Ackerflächen futtersuchender Individuen liegen nur aus den Monaten Juli (drei Individuen in einem dünnen Erbsenfeld am 23.7.1996) und August (ein Individuum in einem Kartoffelfeld am 10.8.1996) vor.

3.12 Waldohreule (*Asio otus*)

Die Einstufung als wahrscheinlicher Brutvogel beruht auf der Beobachtung einer am 28.5.1993 bei einem

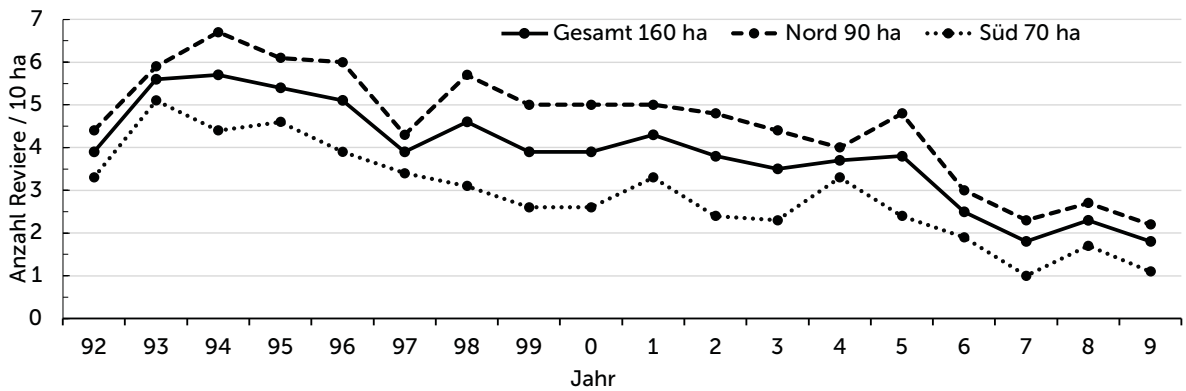


Abb. 3: Brutbestandsentwicklung (Revieranzahl/10 ha) der Feldlerche in der Probefläche Leitzersdorf in den Jahren 1992–2009, dargestellt für die Gesamtfläche (160 ha), sowie die südliche (70 ha) und nördliche Teilfläche (90 ha).

Fig. 3: Temporal change in the number of Eurasian Skylark territories/10 ha at the study site Leitzersdorf from 1992–2009, shown for the total study area (160 ha), as well as its southern (70 ha) and northern part (90 ha).

Elsternnest abfliegenden Waldohreule im gehölzreichen Nordteil des Hatzenbachs. Ein konkreter Brutnachweis gelang in einem Feldgehölz westlich der Probefläche.

3.13 Feldlerche (*Alauda arvensis*)

Die Feldlerche war mit 29–91 Revieren auf einer Teilfläche von 160 ha der mit Abstand häufigste Brutvogel der Untersuchungsfläche. Die Abundanzwerte lagen zwischen 1,8 und 5,7 Revieren/10 ha mit Maximalwerten in den Jahren 1993–1996. Ab 1994 erfolgte ein fast kontinuierlicher Bestandsrückgang um insgesamt 68,4 %. Im Südteil der Probefläche, welcher von einer Hochspannungsleitung durchzogen wurde, waren die Abundanzwerte mit 1,0–5,1 Revieren/10 ha in allen Jahren geringer (um 14–50 %, Mittelwert 37,5 %) als im Nordteil mit 2,2–6,7 Revieren/10 ha (Abb. 3). Mit abnehmender Siedlungsdichte zeigte sich ab 1998 eine weitgehende Meidung der in der Nähe der Hochspannungsleitung liegenden Ackerflächen.

Die Amplitude der Bestandschwankungen der Feldlerche während der gesamten Untersuchungsperiode betrug 68,4 % (des Maximalwertes). Sieben Jahren mit Bestandszunahmen um jeweils 2,7–43,6 % (Mittel 15,7 %) standen neun Jahre mit Bestandsabnahmen um jeweils 5,3–34,2 % (Mittel 17 %) im Vergleich zum Vorjahresbestand gegenüber. Überdurchschnittliche Bestandszunahmen im Vergleich zum Vorjahr erfolgten in den Jahren 1993, 1998 und 2008, überdurchschnittliche Bestandsabnahmen in den Jahren 1997, 2006, 2007 und 2009. Besonders auffallend war der Abundanzanstieg von 1992 auf 1993 (43,6 %). Ähnlich wie 1995 und 1997 war 1992 ein phänologisch frühes Jahr, in dem der Beginn der Feldarbeit in der letzten Februardekade, die Keimung der Sommergerste in der ersten Aprildekade einsetzte. Das Frühjahr 1993 war sehr trocken. Ab Mitte Mai zeigten sich vor allem beim Winterweizen deutliche

Trockenschäden: Die Wuchshöhe in der letzten Maidekade betrug anstatt der üblichen etwa 50 cm teilweise nur 30 cm, die unteren Blätter waren gelb und stellenweise war starker Befall durch die Getreideblattwespe zu erkennen. Der stärkste Bestandsrückgang erfolgte von 2007 auf 2008. Das Frühjahr 2007 war nach einem sehr trockenen April in den Monaten Mai und Juni sehr regenreich, das Frühjahr 2008 von Anfang April bis Mitte Mai kühl und regenreich.

Zur Zeit der Revierbesetzung im März bestand der überwiegende Teil der Ackerflächen, mit Ausnahme der Wintergetreidefelder (22–44 %) und der wenigen Raps- und Luzernefelder, aus vegetationslosen Schwarzbrachen. Ab dem Winter 2001/2002 erhöhte sich der Anteil von Ackerflächen mit Vegetationsdeckung im März um etwa 10–15 %, da ein Teil der Zwischenfrüchte erst vor dem Frühjahrsanbau umgebrochen wurde. Die Verlagerung der Start- und Landepunkte singender Feldlerchen von den im April überdurchschnittlich genutzten Winterweizenäckern zu den im Juni bevorzugten Hackfrüchten, vor allem Zuckerrübenäckern wurde bereits in Straka (1992a) beschrieben.

Die Verteilung wahrscheinlicher Neststandorte in verschiedenen Feldkulturen, abgeleitet von den Landepunkten futtertragender Feldlerchen, die während der Revierkartierung zufällig beobachtet wurden, zeigt Tab. 4. Von insgesamt 102 Beobachtungen aus dem Zeitraum Ende April bis Mitte Juli entfallen jeweils 39 bzw. 34 % auf die anteilmäßig häufigsten Kulturen Wintergetreide bzw. Sommergetreide, auf Erbsen und Zuckerrüben jeweils 11 %, auf Kartoffel und Mais jeweils 2 %. Im Jahresverlauf lässt sich eine Verschiebung von Wintergetreide (April bis Mai 54 % der Erstbruten und frühen Ersatzbruten) zu den im Frühjahr begründeten Kulturen Sommergetreide, Erbsen und Zuckerrüben (64 % der Zweitbruten und späten Ersatzbruten) erkennen.

Tab. 4: Anzahl wahrscheinlicher Neststandorte der Feldlerche in den Jahren 1992-2009 basierend auf Beobachtungen futtertragender Altvögel in verschiedenen Feldkulturen zwischen dritter Aprildekade und zweiter Julidekade.

Tab. 4: Number of breeding sites of the Eurasian Skylark between 1992-2009 identified by adults carrying food to a nest in different crops between third decade of April and second decade of July.

MONATS- DEKADE	WINTER- WEIZEN	ROGGEN	SOMMER- GERSTE	SOMMER- WEIZEN	ERBSEN	ZUCKER- RÜBEN	KARTOF- FEL	MAIS	SONNEN- BLUMEN	GESAMT
April 3	3									3
Mai 1	7		4		1					12
Mai 2	10	1	5		1					17
Mai 3	4		7		2	1				14
Juni 1	1		2		2	2	1	1		9
Juni 2	3		10	2	2	1				18
Juni 3	5		3	1	3	4	1	1	1	19
Juli 1	4		1			2				7
Juli 2	2					1				3
Gesamt	39	1	32	3	11	11	2	2	1	102

3.14 Nachtigall (*Luscinia megarhynchos*)

Ein Revier der Nachtigall bestand im Jahr 2008 am Westrand des Untersuchungsgebiets (Tab. 3) in dem im Jahr 1995 gepflanzten Gehölz, neben welchem die im Winter 2007/08 am Hatzenbach geschlägerten Bäume und Sträucher als großer Haufen gelagert waren. Der nächste regelmäßig besetzte Brutplatz der Nachtigall war ein Feldgehölz außerhalb der Probefläche, in etwa 500 m Entfernung.

3.15 Amsel (*Turdus merula*)

Amseln brüteten fast alljährlich (Ausnahme 1997) am Hatzenbach (Tab. 3). In allen Revieren befanden sich zu mindest abschnittsweise heckenartig geschlossene Gehölze oder sehr große Einzelsträucher. Die Aktionsräume einzelner Paare umfassten bis zu 500 m. Zur Nahrungssuche wurden auch angrenzende Ackerflächen, insbesondere Mais und Sonnenblumenfelder, genutzt. Der Brutbestand zeigte im Untersuchungszeitraum starke Bestandsschwankungen. Ein erster Bestandsgipfel mit acht Revieren (2,1 Reviere/km Bachlauf), von denen vier allerdings erst im Juni besetzt wurden, wurde 1994 bei erstmals durchgehender Besiedlung des Hatzenbachs erreicht. Der darauffolgende starke Bestandsrückgang auf zwei Reviere im Jahr 1995 und die fehlende Besiedlung 1997 kann nicht durch Änderungen der Habitatstrukturen erklärt werden, da die Grabenräumung erst im Frühjahr 1998 erfolgte. In den Folgejahren stieg der Bestand kontinuierlich auf bis zu elf Reviere (2,9 Reviere/km) in den Jahren 2007 und 2008 an.

3.16 Singdrossel (*Turdus philomelos*)

Singdrosseln waren am Frühjahrzug im März regelmäßig am Hatzenbach zu beobachten. Im Jahr 1992 bestand im Nordteil der Probefläche mit dem dichtesten Gehölzbestand (Hochhecke mit Bäumen) ein mindestens bis Ende April besetztes Revier. Ein weiteres im Juni besetztes Revier wurde 2005 im Südteil der Probefläche (Hochhecke mit Bäumen) registriert (Tab. 3).

3.17 Schwarzkehlchen (*Saxicola rubicola*)

Schwarzkehlchen besiedelten am Hatzenbach bevorzugt Abschnitte mit geringem Gehölzbestand (max. 2 Reviere/500 m Bachlauf). Neben strukturell geeigneten gehölzarmen Bereichen am Hatzenbach war auch der fast gehölzfreie Nebenbach im Nordteil der Probefläche regelmäßig besiedelt. Von führenden Altvögeln wurden auch wiederholt Rapsäcker (Erstbrut) und Zuckerrübenäcker (Zweitbrut) genutzt. Durchzug und Besetzung der Reviere erfolgte bereits im März. Von insgesamt 43 zur Erstbrut im April/Mai besetzten Revieren, in denen Junge in der dritten Maidekade flügge wurden, waren 20 Reviere (47 %) auch zur Zweitbrut im Juni/Juli besetzt. Die Jungen wurden dann ab Anfang Juli flügge.

Der Brutbestand des Schwarzkehlchens zeigte im Untersuchungszeitraum einen starken Rückgang. Die Revieranzahl sank von acht Revieren im Jahr 1992 auf 4-5 Reviere in den Jahren 1993-1996 (Tab. 3). Eine außergewöhnliche Situation brachte das Frühjahr 1996. Nach einem schneereichen Winter war der Hatzenbach durch Schneesverfrachtung noch im März größtenteils und bis Mitte April teilweise mit Schnee bedeckt. Nach dem

Ausapern waren die meisten vorjährigen Vegetationsreste zu Boden gedrückt. Ein Kälteeinbruch Anfang April brachte zwei Tage mit geschlossener Schneedecke. Am 11.4. waren noch fünf Reviere (mind. drei Paare) besetzt, Anfang Mai jedoch nur noch zwei Reviere. Ende Mai waren alle Reviere verwaist.

Von 1997-1999 verringerte sich der Brutbestand von drei auf ein Revier (Tab. 3), 2000 wurden nur einzelne Durchzügler beobachtet. In den Folgejahren war das Schwarzkehlchen nur noch unregelmäßiger Brutvogel mit 1-3 Revieren in sechs von neun Jahren (Tab. 3). Im Jahr 2002 waren im März zwar vier Reviere besetzt, zwei dieser Reviere wurden jedoch bereits Anfang April wieder aufgegeben, nachdem die an den Hatzenbach angrenzenden, von den Schwarzkehlchen genutzten Zwischenfrüchte (abgefrorener Gelbsenf) umgebrochen wurden. Eine vergleichbare Situation wurde im Frühjahr 2007 beobachtet, als alle drei im März besetzten Reviere (mind. 2 Paare) nach Umbruch der angrenzenden Winterbegrünungen Anfang April verwaist waren.

3.18 Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*)

Von 1992 bis 2002 wurde fast alljährlich ein Revier, 2003 zwei Reviere im gehölzreichen, zum Teil heckenartigen Nordteil des Hatzenbachs festgestellt (Tab. 3). Auffallend war die späte Revierbesetzung in sechs von acht Jahren erst Mitte Juni bis Anfang Juli. Im Jahr 2004 bestand erstmals ein weiteres Revier bei der Bachaufweitung im Südteil, welches auch in den Folgejahren besetzt war. Bis 2007 stieg der Brutbestand auf bis zu fünf Reviere (1-2 im Nordteil, 2-3 im Südteil), die bereits ab Ende April/Anfang Mai besetzt waren. Mit der Schlägerung der großen Bäume im Südteil im Winter 2007/08 verringerte sich der Bestand 2008 auf drei Reviere, und nach der Grabenräumung im Frühjahr 2009 auf zwei Reviere (Tab. 3).

3.19 Klappergrasmücke (*Sylvia curruca*)

Klappergrasmücken konnten fast alljährlich als Durchzügler in der Probefläche beobachtet werden. Am 30.4.1995 konnten vier singende Männchen an verschiedenen Stellen mit Hecken und großen Einzelsträuchern entlang des Hatzenbachs festgestellt werden. In der Folge bestand ein Revier im dichten Gehölzbestand (Hochhecke mit Bäumen) im Nordteil der Probefläche. In den Jahren 2005-2007 wurden jeweils 1-2 im Mai besetzte Reviere am Hatzenbach im Südteil der Probefläche (Abschnitte mit Einzelbäumen und Hochhecken aus Steinweichseln) als Brutreviere gewertet (Tab. 3).

3.20 Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*)

Die Sperbergrasmücke war am Hatzenbach von 1992-2006 mit Ausnahme von 1998 alljährlich mit bis zu vier Revieren anzutreffen (Tab. 3). Aus den Jahren 2007-2009 fehlen auch Nachweise von Durchzüglern. Besiedelt waren Bereiche mit Hochhecken, großen Einzelsträuchern und Einzelbäumen. Von insgesamt 29 im Untersuchungszeitraum besetzten Revieren entfielen 17 auf den gehölzreichen Abschnitt im Nordteil (in 14 Jahren jeweils 1-2 Reviere) und zwölf auf den Südteil (in acht Jahren jeweils 1-2 Reviere). Nachweise erfolgreicher Bruten gelangen in drei Jahren Ende Juni/Anfang Juli, als Altvögel mit flüggen Jungen am 6.7.1994, 27.6.1995 und am 9.7.2002 beobachtet wurden.

3.21 Dorngrasmücke (*Sylvia communis*)

Reviere der Dorngrasmücke konnten im Untersuchungszeitraum nur in acht Jahren festgestellt werden (Tab. 3), aus sechs Jahren fehlen selbst Nachweise einzelner Durchzügler. Die Reviere befanden sich sowohl in gehölzreichen als auch in gehölzarmen Abschnitten. Von insgesamt 14 im Untersuchungszeitraum besetzten Revieren entfielen neun auf den Nordteil (in neun Jahren jeweils 1-2 Reviere) und fünf auf den Südteil (in vier Jahren jeweils 1-2 Reviere). Ein Brutnachweis gelang anhand fütternder Altvögel am 28.6.2005.

3.22 Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*)

Sumpfrohrsänger waren im Untersuchungsgebiet nach der Feldlerche die häufigsten Brutvögel. Der Brutbestand schwankte zwischen minimal 14 Revieren im Jahre 1998 und maximal 38 Revieren im Jahr 2007 (Tab. 3). Die fast durchgehenden Grabenräumungen in den Jahren 1998 und 2009 bewirkten einen starken Bestandsrückgang um 56 % bzw. 50 % im Vergleich zum Vorjahresbestand. In den am dichtesten besiedelten, stark verschilften bzw. mit Hochstauden bewachsenen Abschnitten wurden bis zu sieben Reviere auf 500 m Bachlauf (1,4 Reviere/100 m Bachlauf) gezählt. Besiedelt waren der Hatzenbach (max. 37 Reviere auf 3,8 km oder 9,7 Reviere/km Bachlauf) und der Nebenbach im Nordteil der Probefläche (mit Ausnahme einzelner kleiner Holzgewächse nur krautige Vegetation, nur an einer Stelle Schilf; max. sieben Reviere auf 500 m Bachlauf oder 1,4 Reviere/100 m Bachlauf). Die Revierbesetzung erfolgte ab der zweiten Maidekade. Fütternde Altvögel wurden regelmäßig von der zweiten Junidekade bis in die dritte Julidekade beobachtet, wobei zur Nahrungssuche auch die angrenzenden Ackerkulturen intensiv genutzt wurden.

Die Grabenräumungen führten in den betroffenen Bereichen im Eingriffsjahr infolge struktureller Verarmung zu geringerer oder verzögerter Besiedelung. In der Regel ermöglichte die rasche Regeneration der Vegetation aber bereits im Folgejahr wieder eine „normale“ Besiedelung.

3.23 Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*), Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*), Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*)

Schilfrohrsänger wurden im Untersuchungsgebiet nur selten beobachtet mit jeweils einem singenden Männchen am 23.6.1998 und am 13.5. 2008. Die Einstufung des Schilfrohrsängers als Brutvogel basiert auf einem vom 18.4.-30.4.2001 besetzten Revier bei der Mündung des Seitenbachs (Tab. 3), das einen dichten Bewuchs mit Großseggen (*Carex acutiformis*) und Zottigem Weidenröschen (*Epilobium hirsutum*) aufwies.

Die einzigen Beobachtungen des Drosselrohrsängers stammen von 2007, als an einem stark verschilften aber auch mit großen Sträuchern und einer großen Silberweide bewachsenen Abschnitt im Mittelteil des Hatzenbachs ein von mindestens 1.6.-20.6. besetztes Revier bestand (Tab. 3). Am 12.6. war auch ein weiteres Revier in dem anschließenden, auf 400 m durchgehend verschilften Abschnitt besetzt.

Vom Teichrohrsänger liegt nur eine Beobachtung eines singenden Exemplars bei der Bachaufweitung im Südteil vom 9.6.2009 vor.

3.24 Blaumeise (*Cyanistes caeruleus*)

Im Jahr 2008 brüteten Blaumeisen erfolgreich am Westrand des Untersuchungsgebiets in einem alten Birnbaum (Tab. 3), neben dem in diesem Jahr die im Winter 2007/08 am Hatzenbach geschlägerten Bäume und Sträucher als großer Haufen gelagert waren.

3.25 Neuntöter (*Lanius collurio*)

Der Brutbestand des Neuntöters betrug im Untersuchungszeitraum zwischen zwei und 18 Reviere (Tab. 3), davon bis zu 17 Reviere am Hatzenbach (4,7 Reviere/km Bachlauf) und ein nicht alljährlich besetztes Revier am Nebenbach. In den Jahren mit dem höchsten Bestand wurden auch Abschnitte mit nur wenigen Holzgewächsen, die in den übrigen Jahren unbesiedelt blieben, besetzt. Für die Nahrungssuche wurden auch die an den Hatzenbach angrenzenden Ackerflächen regelmäßig genutzt (vgl. Straka 1995a). Von 1992 bis 1997 stieg der Bestand von elf auf 18 Reviere. Bei dem von 1997 auf 1998 beobachteten Bestandsrückgang um sechs

Reviere (33 %) ist ein Zusammenhang mit dem durch die Grabenräumung im Frühjahr verbundenen Verlust an Sitzwarten (vorjährige krautige Vegetation) und Brutmöglichkeiten (teilweise starker Rückschnitt großer und Beseitigung kleiner Sträucher) nicht auszuschließen. Offensichtlich war dieser Zusammenhang bei dem am Nebenbach von 1992-1997 alljährlich besetzten Revier (nur drei Holzgewächse auf 500 m). Im Zuge der Grabenräumung wurde die gesamte Vegetation gehäckselt, was zum Erlöschen des Reviers führte. Bis 2002 erfolgte wieder eine stetige Zunahme auf 18 Reviere, auch das Revier am Nebenbach wurde ab 2000 erneut besetzt. Der anschließende kontinuierliche Rückgang um 89 % auf nur noch zwei Reviere im Jahr 2007 ist allerdings nicht durch strukturelle Änderungen zu erklären. Im Jahr 2007 wurden am 22.5. fünf Männchen und zwei Weibchen beobachtet, nach einer längeren Schlechtwetterperiode waren im Juni aber nur noch zwei Reviere im Nordteil besetzt. 2008 erfolgte wieder ein Anstieg auf sieben Reviere.

Die Revierbesetzung erfolgte im Mai, die frühesten Beobachtungen einzelner Männchen stammen vom 30.4.1995 und 2001. Nach der Grabenräumung im Frühjahr 2009 wurden die Reviere jedoch erst Anfang Juni besetzt. Altvögel mit flüggen Jungen waren frühestens in der letzten Junidekade (21.6.1994, 25.6.2003), zumeist aber erst ab der ersten Julidekade zu beobachten. Im phänologisch verspäteten Frühjahr 2006 wurden bei einem Bestand von sieben Paaren die ersten flüggen Jungvögel erst am 3.8. festgestellt.

3.26 Bachstelze (*Motacilla alba*)

Bachstelzen waren im Untersuchungsgebiet zunächst nur unregelmäßige, ab 2003 jedoch regelmäßige Brutvögel mit 1-3 Revieren (Tab. 3). Mehrfach besetzte Reviere befanden sich im Bereich der beiden Bachaufweitungen. Als Nistplätze dienten die Grabenböschungen, jagdliche Einrichtungen (Hochstände) und eine von 2004-2006 bestehende Strohrüste.

3.27 Goldammer (*Emberiza citrinella*)

Der Brutbestand der Goldammer betrug im Untersuchungszeitraum zwischen 3 und 22 Reviere (Tab. 3), davon bis zu 20 Reviere am Hatzenbach (5,3 Reviere/km Bachlauf). Der Bestand der Goldammer am Hatzenbach schwankte in den Jahren 1992 bis 1997 zwischen fünf und zehn Revieren (1,3-2,6 Reviere/km Bachlauf). Besiedelt waren die gehölzreichsten Abschnitte. Von 1997 auf 1998 erfolgte im Zusammenhang mit der Grabenräumung ein Rückgang von acht auf nur noch drei Reviere, davon zwei im nicht geräumten Abschnitt im Nordteil. Auch 1999 waren nur fünf Reviere besetzt. In

beiden Jahren wurden außerdem ein bzw. zwei Reviere bereits in der letzten Aprildekade aufgegeben. In den Folgejahren stieg der Brutbestand stetig auf maximal 22 Reviere im Jahr 2005 an. Ab 2002 war der Hatzenbach durchgehend besiedelt. Mit der Bestandszunahme waren eine höhere Siedlungsdichte und eine Besiedelung zuvor ungenutzter gehölzärmer Abschnitte verbunden. Ab 2001 bestand auch ein alljährlich besetztes Revier, 2005 sogar zwei am Seitenbach. Der nach 2005 beobachtete Bestandsrückgang stand im Zusammenhang mit den bis Mitte April andauernden Grabenräumungen in den Jahren 2006, 2008 und 2009. Am 28.3.2008 wurden 32 Individuen (19 Männchen, 13 Weibchen) und am 27.3.2009 29 Individuen (16 Männchen, 13 Weibchen) gezählt, im April waren 2008 und 2009 aber nur je 13 Reviere besetzt.

Die Revierbesetzung erfolgte bereits im März, ein Großteil der Reviere war bis Ende Juni besetzt, ein Teil auch noch im Juli. Nestbau war zwischen 17. April und 11. Juli zu beobachten, futtertragende Individuen zwischen 23. April und 9. Juli, Altvögel mit flüggen Jungen zwischen 1. Juni und 12. Juli.

3.28 Grauammer (*Emberiza calandra*)

Von 1992 bis 1996 bestand alljährlich ein Revier der Grauammer am Hatzenbach im Nordteil der Probestfläche (Tab. 3), 1992 zudem ein weiteres Revier im Mittelteil (Abschnitte mit großen Einzelsträuchern). Die Revierbesetzung erfolgte 1993 Ende Mai, in den übrigen Jahren aber erst in der zweiten oder dritten Junidekade. Im Jahr 1997 wurde lediglich am 3.6. ein Individuum beobachtet. In den Folgejahren gelangen keine Brutzeitbeobachtungen mehr.

3.29 Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*)

Rohrhammern besiedelten am Hatzenbach vor allem Abschnitte mit dichter krautiger Vegetation oder Schilf und geringem Gehölzbewuchs. Bei der Revierbesetzung im zeitigen Frühjahr hielten sich Rohrhammern überwiegend in Bereichen mit vorjährigen Resten von Schilf oder krautiger Vegetation auf. Mit fortschreitender Vegetationsentwicklung wurden zur Nahrungssuche auch die Ackerflächen, insbesondere Getreidefelder, in stärkerem Umfang genutzt.

Der Brutzeitbestand schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 5 und 16 Revieren, mit einem Höchststand von 15-16 Revieren in den Jahren 2000-2002 und Tiefstwerten mit jeweils fünf Revieren nach den fast durchgehenden Grabenräumungen in den Jahren 1998 und 2009 (Tab. 3). Am Hatzenbach wurden 3-13 Reviere (0,8-3,4 Reviere/km Bachlauf) und am

Seitenbach 1-3 Reviere auf 500 m gezählt. Wie beim Schwarzkehlchen kam es auch bei der Rohrammer durch die außergewöhnliche Situation im Frühjahr 1996 zu einem auffallenden Bestandsrückgang um 40 % von zehn auf sechs Reviere. Nach einem schneereichen Winter war der Hatzenbach noch im März größtenteils und bis Mitte April teilweise mit Schnee bedeckt. Nach dem Ausapern war ein Großteil der vorjährigen Vegetationsreste zu Boden gedrückt. Außerdem brachte ein Kälteeinbruch Anfang April zwei Tage mit geschlossener Schneedecke.

Rohrhammern waren in manchen Jahren bereits Anfang März anzutreffen, die meisten Reviere wurden aber erst in der ersten Aprilhälfte besetzt. Futtertragende Altvögel wurden zwischen dem 28. Mai und 10. Juli beobachtet. Ab Ende Juni wurden viele Reviere verlassen.

3.30 Buchfink (*Fringilla coelebs*)

Brutreviere des Buchfinken bestanden nur 1994, mit einem Revier ab Mitte Mai am Südwestende des Hatzenbachs in den alten Alleegebäuden der angrenzenden Straße, und im Jahr 1997 ab Anfang Mai in der Hochhecke mit Bäumen am Nordostende des Hatzenbachs, wo ein Paar am 5.5. mit Nistmaterial beobachtet wurde.

3.31 Grünling (*Carduelis chloris*)

Grünlinge waren mit Ausnahme der Jahre 1999 und 2001 alljährlich Brutvögel (1-6 Reviere) am Hatzenbach (Tab. 3). Bis 1998 war nur der Nordteil (1-3 Reviere), ab 2000 auch der Südteil (1-3 Reviere) besiedelt. Grünlinge waren wiederholt im zeitigen Frühjahr, zur Zeit der Revierbesetzung, auf im Vorjahr mit Sonnenblumen bewachsenen Äckern mit nur teilweise in den Boden eingearbeiteten Ernteresten (Nachfrucht meist Winterweizen) bei der Nahrungssuche zu beobachten. Sonnenblumenfelder waren auch ab Mitte Juli wichtige Nahrungsflächen, in denen Altvögel mit flüggen Jungen mehrfach angetroffen wurden.

Sonnenblumen wurden im Nordteil der Untersuchungsfläche häufiger (alljährlich 1-8 Ackerschläge, Mittelwert 3,4) als im Südteil (nur in zehn Jahren 1-3 Ackerschläge, Mittelwert 1,0) kultiviert. Wichtige Nahrungsflächen waren auch die reifenden Rapsfelder, in denen Altvögel mit flüggen Jungen zwischen 14. Juni und 14. Juli wiederholt beobachtet werden konnten. Allerdings wurden Rapsfelder in der Untersuchungsfläche nur in geringer Anzahl angebaut (1-3 Ackerschläge in elf Jahren). Die Besetzung der Brutreviere erfolgte teilweise bereits im März (Beobachtungen mit Nistmaterial am 11.3.1997), singende Männchen waren auch noch Anfang August zu beobachten. Altvögel mit flüggen Jungen waren ab der dritten Maidekade (22.5.2007) anzutreffen.

3.32 Bluthänfling (*Carduelis cannabina*)

Im Gegensatz zum Grünling war der Bluthänfling zur Brutzeit nur selten zu beobachten. Lediglich in vier Jahren kam es zur Ansiedlung von 1-2 Paaren im Nordteil der Probefläche (Tab. 3). Ein Brutnachweis gelang in einer Heckenrose am gehölzarmen Seitenbach mit fütternden Altvögeln am 12.5.1994. Das im Jahr 2007 besetzte Revier lag an einem gehölzarmen Abschnitt des Hatzenbachs, in dessen Umgebung die Altvögel zwischen 14.5. und 7.7. regelmäßig ein zuletzt bereits abgeerntetes Rapsfeld zur Nahrungssuche nutzten.

3.33 Feldsperling (*Passer montanus*)

Feldsperlinge waren alljährlich auftretende Brutvögel in 1-5 Paaren (Tab. 3). Das Angebot an Brutmöglichkeiten war gering und beschränkte sich auf wenige Naturhöhlen wie ausgemorschte Äste oder Astlöcher: im Nordteil in zwei alten Kriechen, im Südteil in fünf alten Birnbäumen (Straßenbäume) und einer Silberweide (Spechthöhle). Die Silberweide wurde 2007 und einer der Birnbäume 2009 gefällt, die wenigen Brutmöglichkeiten im Nordteil wurden bei der Grabenräumung 2009 zerstört. Während im Südteil alljährlich 1-4 Paare brüteten, kam es im Nordteil nur in sechs Jahren zur Ansiedlung von 1-2 Paaren. Fütternde Altvögel wurden von der ersten Maidekade bis in die letzte Junidekade, erste flügge Jungvögel in der dritten Maidekade festgestellt. Ab Anfang Juli konnten regelmäßig Schwärme von 20-30, maximal 60 Feldsperlingen beobachtet werden, die ausgehend von Gebüsch am Hatzenbach in die angrenzenden Ackerflächen, insbesondere Mais und Sonnenblumen, aber auch Soja, Erbsen und Kartoffel, zur Nahrungssuche einflogen.

3.34 Aaskrähe (*Corvus corone*)

Im Jahr 1994 kam es in der Probefläche erstmals zu einer Brut auf einem Hochspannungsmast (Straka 1994). Auch vor 1994 waren Aaskrähen regelmäßig in der Probefläche beobachtet worden, jedoch kam es wohl wegen des starken Jagddruckes (auch Abschuss brütender Altvögel in der Umgebung des Untersuchungsgebiets mehrfach nachgewiesen) zu keiner Brut. In den Folgejahren stieg der Brutbestand auf bis zu sieben Paaren in den Jahren 2006 und 2007 an (Tab. 3). Aaskrähen errichteten in ihren Revieren zumeist mehrere Nester, ab 1998 waren alle sechs Hochspannungsmasten in der Untersuchungsfläche jeweils mit 1-4 Nestern bestückt. Nester auf Hochspannungsmasten waren wenig haltbar und mussten in der Regel alljährlich neu erbaut werden. In den Jahren 1997 und 1998 sowie von 2003-2009 wurden auch Bäume und große Sträucher am Hatzenbach als Neststandorte gewählt (39 Nester in neun Jah-

ren), in denen es aber nur in vier Jahren zu insgesamt fünf erfolgreichen Bruten kam. Neben zufälligen Störungen wurden Aaskrähen auch gezielt verfolgt (Abschuss, Krähenfallen). Die Erstbeobachtungen flügger Jungvögel fallen in den Zeitraum 22. Mai bis 15. Juni.

3.35 Elster (*Pica pica*)

Elstern waren in der Probefläche, wohl aufgrund starker jagdlicher Verfolgung, nur selten zu beobachten. Im Frühjahr 1993 kam es zur Ansiedlung eines Paares im Ostteil (Hochhecke mit Bäumen) des Hatzenbachs. Jedoch verschwanden (Abschuss?) die Altvögel nach Fertigstellung eines Nestes Ende April.

3.36 Star (*Sturnus vulgaris*)

Stare zählten vor allem außerhalb der Brutzeit zu den häufigsten Nahrungsgästen der Probefläche. Als Brutvogel wurden Stare erstmals 1994 und 1996 beobachtet. Ab 2000 brüteten alljährlich 1-3 Paare in den alten Birnbäumen im Südteil der Probefläche (Tab. 3). Nach dem Ausfliegen der Jungen der Erstbrut Ende Mai/Anfang Juni waren Schwärme von teilweise mehr als 200 Individuen regelmäßig zu beobachten, die ausgehend von Gehölzen am Hatzenbach die angrenzenden Ackerflächen zur Nahrungssuche nutzten.

3.37 Weitere Arten

Außer den in Tab. 3 angeführten Arten sind noch sechs weitere Arten, nämlich Rohrweihe (*Circus aeruginosus*), Sakerfalke (*Falco cherrug*), Stieglitz (*Carduelis carduelis*), Girlitz (*Serinus serinus*) und Pirol (*Oriolus oriolus*) zu nennen, die als randliche Brutvögel oder Brutvögel der näheren Umgebung in der Untersuchungsfläche beobachtet werden konnten.

Rohrweißen waren im Untersuchungsgebiet regelmäßige Durchzügler und Sommergäste (Straka 1993, Straka & Reiter 2000). Im Jahr 2008 brütete ein Paar Rohrweißen in einem Roggenfeld etwa 300 m westlich der Probefläche. Im Jahr 2009 bestand ein Sakerfalkenrevier, dessen Revierzentrum ein Hochspannungsmast mit Krähenneest ca. 600 m westlich der Probefläche bildete. Die Aktionsräume der beiden Arten reichten bis in den Südteil der Probefläche. Als Nahrungsgäste zur Brutzeit konnten fast alljährlich Einzelvögel und Paare des Stieglitzes sowie gelegentlich auch Girlitze in der Probefläche angetroffen werden, jedoch fehlen weitere Hinweise auf ein Brüten in der Probefläche. Einzelne Pirole wurden zur Brutzeit in drei Jahren im Südteil (Brutrevier in einem Feldgehölz ca. 600 m westlich der Probefläche) und in vier Jahren im Nordteil des Hatzenbachs beobachtet, wo am 27.6.1995 ein Weibchen mit Futter zur etwa 1 km entfernten Ortschaft Streitdorf mit Schlosspark abflog.

4. Diskussion

Ziel der vorliegenden Untersuchung war die Dokumentation der Entwicklung des Brutvogelbestands auf einer intensiv ackerbaulich genutzten Probefläche in der Agrarlandschaft Ostösterreichs. Das Monitoringprojekt umfasste auch die Dokumentation der agrarischen Nutzung und des Zustandes nicht agrarisch genutzter Restflächen in der Probefläche. Obwohl mittlerweile aus allen mitteleuropäischen Ländern Langzeitstudien über die Entwicklung der Bestände und Verbreitung der einzelnen Vogelarten vorliegen, sind konkrete Fallstudien zu Brutvogelbeständen, die einen Zeitraum von mehr als zehn Jahren umfassen, äußerst selten (z. B. Schelbert et al. 1995, Berthold 2003) und basieren zumeist auf wiederholten Untersuchungen in mehrjährigem Abstand (z. B. Weitnauer & Bruderer 1987, Dombrowski & Golawski 2002). Die vorliegende insgesamt 25-jährige Fallstudie ist jedenfalls für österreichische Agrarlandschaften einzigartig.

Die Mehrzahl der in der Ackerlandschaft lebenden Vogelarten ist in hohem Maße von der Ausstattung mit nicht ackerbaulich genutzten Landschaftselementen abhängig (Bezzel 1982, Fuller et al. 2004, Batary et al. 2010, Straka & Reiter 2014). Selbst einzelne Bäume und Sträucher können die Artenzahl deutlich erhöhen, indem sie die Ansiedlung einer Reihe von Gebüsch- und Baumbrütern fördern, die aus der umgebenden Fläche Nahrung beziehen. Dies gilt auch für manche anthropogene Sonderstrukturen, wie im vorliegenden Fall die Nutzung der Hochspannungsgittermasten als Nistplatz von Aaskrähe, Turmfalke, Baumfalke und Sakerfalke (außerhalb der Probefläche) zeigt.

Die Mehrzahl der insgesamt 38 wahrscheinlichen oder sicheren Brutvogelarten der Probefläche war in ihrem Vorkommen vom Hatzenbach bzw. dessen Zubringer (insgesamt etwa ein Prozent der Fläche) abhängig. Auch von den Bodenbrütern der Ackerflächen zeigten Rebhuhn und Fasan eine deutliche Bindung an den Hatzenbach, sodass nur Feldlerche, Wachtel und Kiebitz (beim Vorhandensein von infolge Vernässung unbestellter Teilflächen) als Brutvögel der freien Agrarfläche verbleiben.

Die Artenzahl betrug im Zeitraum 1985–1991 zwischen zehn und 17 Arten (Straka 1992a) und im Zeitraum 1992–2009 zwischen 20 und 27 Arten. Während bei den Bodenbrütern der Ackerflächen im Zeitraum 1992–2009 lediglich der Kiebitz als weitere Art hinzukam, erhöhte sich die Zahl der Gehölzbrüter (inkl. Goldammer und Nachtigall) von neun Arten (2–7 Arten/Jahr) im Zeitraum 1985–1991 auf 23 Arten (11–15 Arten/Jahr) im Zeitraum

1992–2009, was vor allem auf die Zunahme der Gehölze am Hatzenbach zurückzuführen ist.

Die Gesamtabundanz betrug im Zeitraum 1985–1991 zwischen 33,3 und 61,4 Reviere/100 ha mit einer Dominanz der Feldlerche zwischen 63 und 77 %. Im Zeitraum 1992–2009 schwankte die Gesamtabundanz zwischen 50,3 und 89,9 Reviere/100 ha mit Maximalwerten von 89,9 bzw. 88,9 Reviere/100 ha in den Jahren 1994 bzw. 1995 und 86,6 Reviere/100 ha im Jahr 2005. Infolge der Bestandsabnahme der Feldlerche und Zunahme der an die nicht ackerbaulich genutzten Restflächen gebundenen Arten, sank der Dominanzanteil der Feldlerche ab 2002 auf unter 50 % mit einem Tiefpunkt im Jahr 2007 mit nur 27,6 %.

Wie bereits in Straka (1992a) für den Zeitraum 1985–1991 ausführlich diskutiert, sind für die im Untersuchungszeitraum beobachteten Änderungen im Artenbestand bzw. die von Jahr zu Jahr beobachteten, zum Teil beträchtlichen Schwankungen in der Häufigkeit einzelner Arten neben den in der Probefläche wirksamen Faktoren auch großräumige Bestandsänderungen der einzelnen Arten zu berücksichtigen (vgl. Berthold et al. 1986, Hölzinger 1987). Eine langjährige Studie der Singvogelbestände Deutschlands zeigte, dass die Bestandsentwicklung insbesondere bei Langstreckenziehern stärker vom Überleben während des Zuges und in den Überwinterungsgebieten als vom Bruterfolg abhängig ist (Meister et al. 2016). Die Mehrzahl der in landwirtschaftlich genutzten Lebensräumen lebenden Vogelarten zeigt seit mehreren Jahrzehnten auffallende Bestandsrückgänge, die mit nachteiligen Änderungen der Landbewirtschaftung in Verbindung gebracht werden (Bezzel 1982, Bauer & Berthold 1996, Schifferli 2001, Berthold & Fiedler 2005, Sudfeldt et al. 2013). Auch für Österreich ist dieser Rückgang seit 1998 durch das Brutvogelmonitoring von BirdLife Österreich dokumentiert (Teufelbauer 2010, Teufelbauer et al. 2017).

Die Feldlerche, einstmals häufigster Brutvogel von Ackerbaugebieten, zeigt in Europa seit Jahrzehnten rückläufige Bestände (Tucker & Heath 1994, BirdLife International 2004). Beispielsweise betrug die Abnahme von 1968 bis 1995 in Großbritannien 51 % (Siriwardena et al. 1998). Für Österreich verzeichnet das Brutvogel-Monitoring von BirdLife Österreich von 1998–2015 eine Abnahme des Brutbestands um 44 %, für den Zeitraum 1998–2009 betrug die Abnahme im Ackerland ca. 30 % (Teufelbauer 2010, Teufelbauer & Seaman 2017). Im Untersuchungsgebiet stieg die Siedlungsdichte der Feldlerche im Zeitraum 1985 bis 1991 von 3,3 auf 4,7 Reviere/10 ha (Straka 1992a) und erreichte 1994 einen Höchstwert von 5,7 Reviere/10 ha. Danach erfolgte ein fast kontinuierlicher Rückgang auf 1,8 Reviere/10 ha im

Jahr 2009. Dies entspricht einer Abnahme im Zeitraum 1994–2009 um 68,4 %.

Feldlerchen erreichen in Abhängigkeit von der Ackerkultur sehr unterschiedliche Siedlungsdichten, wobei es im Laufe der Brutsaison zu einer Verlagerung vom zunächst bevorzugten Wintergetreide zu Sommergetreide und Hackfrüchten kommt (Straka 1992a, Wilson et al. 1997, Toepfer & Stubbe 2001, Eraud & Boutin 2002, Straka & Reiter 2018). Bei einer mehrjährigen Untersuchung auf biologisch bewirtschafteten Ackerflächen im Marchfeld schwankte die Anzahl der Reviere im Untersuchungszeitraum auf der Gesamtfläche um 38 % (des Maximalwerts), auf den einzelnen Teilflächen jedoch in Abhängigkeit von der Ackerkultur im Durchschnitt um 73 % (Straka & Reiter 2018). Im Untersuchungsgebiet bietet die geringe Schlaggröße und die Durchmischung verschiedener Ackerkulturen der Feldlerche vergleichsweise günstige Bedingungen. Die im Untersuchungszeitraum erfolgten Änderungen in der Anbaufläche der einzelnen Kulturen liefern keine ausreichende Erklärung der beobachteten Siedlungsdichteänderungen. Beispielsweise erfolgte der Bestandsrückgang bereits vor der ab 2008 einsetzenden Ausweitung der Maisanbaufläche. Allerdings erfolgten im Untersuchungszeitraum zeitgleich mit dem Bestandsrückgang einige für die Feldlerche ungünstige Änderungen. Dies betrifft vor allem den steigenden Einsatz von Bioziden, insbesondere Herbiziden. So wurde die mechanische Beikrautregulierung in Hackfrüchten weitgehend durch den Einsatz von Herbiziden ersetzt. Voraufspritzungen wurden ebenso zur üblichen Praxis wie die Sikkation im Kartoffelanbau oder der Einsatz von Herbiziden zur Beseitigung der Zwischenfrüchte. Bei den Insektiziden erfolgte ab Mitte der 90er-Jahre der Einsatz von Neonicotinoiden zur Saatgutbeizung, vor allem bei Mais, Sonnenblumen und Zuckerrüben (Sanchez-Bayoa & Wyckhuys 2019).

Die Feldlerche meidet, wie andere Offenlandarten, vertikale Strukturen (Oelke 1968, Schläpfer 1988, Wilson et al. 1997, Chamberlain et al. 1999, Piha et al. 2003, Straka & Reiter 2018). Da aus methodischen Gründen die Siedlungsdichte der Feldlerche im Untersuchungsgebiet nur auf den näher zum Hatzenbach gelegenen Teilen der Ackerflächen mit ausreichender Genauigkeit erhoben werden konnte, ist durch die Zunahme der Gehölze am Hatzenbach, insbesondere im Südteil des Untersuchungsgebiets, eine Abnahme der Siedlungsdichte zu erwarten. Als weiterer Einflussfaktor ist die im Südteil verlaufende Hochspannungsleitung und die dadurch ab 1994 verstärkte Besiedelung des Untersuchungsgebiets durch Aaskrähe, Turmfalke und Baumfalke zu berücksichtigen. Ein negativer Einfluss von potenziellen Prädatoren, wie Krähenvögeln und Greifvögeln, auf die

Habitatwahl und Populationsdynamik von im Agrarland lebenden Vogelarten ist durch mehrere Untersuchungen belegt (z. B. Suhonen et al. 1994, Tryjanowski 2001, Roos 2006). Dies könnte auch den ab 1994 beobachteten Unterschied in der Siedlungsdichte der Feldlerche im Nord- und Südteil der Untersuchungsfläche erklären.

Die Mehrzahl der an den Hatzenbach gebundenen Vogelarten zeigte im Untersuchungszeitraum eine Bestandszunahme bei allerdings sehr stark schwankenden Beständen, die in Zusammenhang mit strukturellen Veränderungen durch die Zunahme des Gehölzbestands einerseits und durch die zeitlich begrenzte Verringerung der Strukturvielfalt infolge der wiederholten kulturtechnischen Eingriffe (Grabenräumungen, Biomassennutzung) andererseits gebracht werden können.

Typische Vogelarten von gehölzarmen Sonderflächen im Agrarland sind Schwarzkehlchen, Sumpfrohrsänger und Rohrammer, wobei die beiden zuletzt genannten Arten vorwiegend an Bachläufen und Entwässerungsgräben zu finden sind. Auf einer Probefläche bei Simonsfeld (1.500 ha), wenige Kilometer nördlich des Untersuchungsgebiets, betrug die durchschnittliche Abundanz des Schwarzkehlchens 1,8 Reviere/100 ha. In dem am dichtesten besiedelten Teilbereich mit etwa 2 km an Bachläufen und Entwässerungsgräben waren es 8 Reviere/100 ha. Beim Sumpfrohrsänger lag die durchschnittliche Abundanz bei 8,7 Reviere/100 ha, in den am dichtesten besiedelten Teilflächen waren es 22 Reviere/100 ha (2,7 km Bachläufe und Entwässerungsgräben) bzw. 7 Reviere/10 ha (ca. 500 m Entwässerungsgräben). Bezieht man die Häufigkeit auf die Länge der Gewässer (insgesamt ca. 6 km Bachläufe und ca. 10 km Entwässerungsgräben), so betrug die durchschnittliche Anzahl 6,8 Reviere/km (Straka 1996). Bei der Rohrammer betrug die durchschnittliche Abundanz 1,63 Reviere/100 ha, in den am dichtesten besiedelten Teilflächen fanden sich bis zu 7 Reviere/100 ha bzw. bis zu 4 Reviere/10 ha. Bezogen auf die Gewässerlänge waren es durchschnittlich 1,2 Reviere/km (Straka 1995b).

Für den Zeitraum 1998–2013 sind für das Schwarzkehlchen zunehmende, für Sumpfrohrsänger und Rohrammer rückläufige Bestände in Deutschland dokumentiert (Sudfeldt et al. 2013). Für Österreich wurde der Sumpfrohrsänger durch das Brutvogelmonitoring von Birdlife Österreich im Zeitraum 1998–2008 als „Art mit geringfügigem Rückgang“ eingestuft, Schwarzkehlchen und Rohrammer wurden aufgrund unzureichender Datenlage nicht beurteilt (Teufelbauer 2010).

Rohrammer und Sumpfrohrsänger zeigten im Untersuchungszeitraum eine Zunahme des Brutbestands, unterbrochen durch kurzfristige Bestandsrückgänge durch die Grabenräumungen (vgl. Straka et al. 2008).

Im Gegensatz dazu erfolgte beim Schwarzkehlchen ab Mitte der 1990er Jahre ein deutlicher Bestandsrückgang, der möglicherweise auch durch die sukzessionsbedingte Abnahme der bevorzugten gehölzarmen Bereiche bedingt war. Auch ein Zusammenhang mit der Zunahme des Neuntöters, der ab 1993 fast den gesamten Bachlauf durchgehend besiedelte, ist möglich. Hinweise auf eine interspezifische Beeinflussung der Habitatwahl des Schwarzkehlchens durch den Neuntöter ergaben Untersuchungen im Kulturland des burgenländischen Hanság (Schuster 1993).

Zu den Charakterarten von Ackerlandschaften mit ausreichendem Angebot an Feldgehölzen zählen Neuntöter und Goldammer. Beide Arten sind im Weinviertel weit verbreitet und regional häufig (Straka 1991, 1995b, 1996). Beispielsweise wurden bei Münichsthal (475 ha) vom Neuntöter durchschnittliche Abundanzen von 12,8 Revier/100 ha und von der Goldammer 18,1 Revier/100 ha festgestellt. In Abhängigkeit vom Angebot an Gehölzen erreichte die Häufigkeit beim Neuntöter 0,48–2,92 Revier/10 ha und bei der Goldammer 0,45–3,33 Revier/10 ha (Semrad 2002). Auf einer Probefläche bei Simonsfeld (1.500 ha), wenige Kilometer nördlich des Untersuchungsgebiets, betrug die durchschnittliche Abundanz der Goldammer 11,4 Revier/100 ha, in den am dichtesten besiedelten Teilflächen aber bis zu 32 Revier/100 ha bzw. kleinräumig bis zu 8 Revier/10 ha (Straka 1995b). Beim Neuntöter betrug die durchschnittliche Abundanz 3 Revier/100 ha, in den am dichtesten besetzten Teilflächen waren es 9 bzw. 10 Revier/100 ha. Kleinflächig wurden Abundanzwerte von bis zu 3 bzw. 4 Revier/10 ha erreicht (Straka 1996). Auf zwei Probeflächen (275 ha) des dem Untersuchungsgebiet östlich benachbarten Waschbergs und Michelbergs, wo in den Hanglagen noch Reste der traditionellen, reich gegliederten Agrarlandschaft erhalten sind, wurden Anfang der 1990er Jahre beim Neuntöter durchschnittlich 14,9 Revier/100 ha und bei der Goldammer 26,2 Revier/100 ha ermittelt (Straka 1991). Andererseits konnten auf einer Untersuchungsfläche im Marchfeld, trotz biologischer Bewirtschaftung und überdurchschnittlicher Ausstattung mit Gehölzstreifen (6 km) und Brachflächen, im Zeitraum 2003–2012 während neun Untersuchungsjahren kein einziges Revier von Neuntöter oder Goldammer gefunden werden (Straka & Reiter 2014).

Für den Zeitraum 1998–2013 sind für Goldammer und Neuntöter rückläufige Bestände in Deutschland dokumentiert (Sudfeldt et al. 2013). Für Österreich werden beide Arten durch das Brutvogelmonitoring von Birdlife Österreich im Zeitraum 1998–2008 als „Arten mit geringfügigem Rückgang“ eingestuft, wobei der Trendverlauf

beim Neuntöter ab 2004 einen Rückgang mit Tiefpunkt im Jahr 2007 zeigt (Teufelbauer 2010).

Während der Neuntöter im Untersuchungsgebiet alljährlich brütete, trat die Goldammer erstmals 1989 als Brutvogel auf. Beide Vogelarten zeigten im Untersuchungszeitraum eine starke Bestandszunahme, die zwar zeitgleich mit der Zunahme des Gehölzbestands am Hatzenbach erfolgte, dadurch aber nur unzureichend erklärt werden kann. Wie bereits bei Straka (1995a) für den Neuntöter diskutiert, wurden auch bei der Goldammer zunächst nur Bereiche mit dichterem Gehölzbestand besiedelt, mit zunehmendem Bestand aber auch gehölzärmere Bereiche. Bei beiden Arten führten die Grabenräumungen zu zeitweisem Bestandsrückgang. Dabei war die Goldammer stärker betroffen, da sich die strukturelle Verarmung während der Revierbesetzung im zeitigen Frühjahr auch durch direkte Störungen stärker auswirkte als beim später aus dem Überwinterungsgebiet zurückkehrenden Neuntöter. Im Gegensatz zur Goldammer erfolgte beim Neuntöter ab 2002 ein massiver Bestandsrückgang. Mit nur noch zwei Brutpaaren war der Bestand im Jahr 2007 ebenso gering wie 1985, wobei erneut nur der gehölzreichste Abschnitt besiedelt war. Der Tiefpunkt im Jahr 2007 fiel mit einer anhaltenden Schlechtwetterperiode zur Zeit der Revierbesetzung zusammen.

Wie bereits bei Straka (1992a) diskutiert, sind die Bestandsschwankungen von Neuntöter und Goldammer, aber auch von anderen Arten wie Sperbergrasmücke, Dorngrasmücke und Grauammer, in Zusammenhang mit den oben erwähnten individuenreichen Vorkommen des benachbarten Waschbergs und Michelbergs zu betrachten, wobei die am Hatzenbach liegenden Reviere dieser Arten als in die strukturarme Ackerlandschaft vorgeschobene Randvorkommen eines größeren, flächig besiedelten Bereiches aufzufassen sind (Straka 1991).

Die Bestandsentwicklung der Mönchsgrasmücke zeigt einen deutlichen Zusammenhang mit der Entwicklung der Gehölze am Hatzenbach, wobei durch die Pflanzung von Gehölzen erst nach 10–15 Jahren für die Mönchsgrasmücke nutzbare Habitatstrukturen entstanden. Die Besiedelung des Untersuchungsgebiets ab 1992 ist allerdings auch in Zusammenhang mit der positiven Bestandsentwicklung dieser Art in Österreich, wie auch weiten Teilen Mitteleuropas, zu betrachten. Die Amsel erwies sich im Vergleich zur Mönchsgrasmücke als weniger anspruchsvoller Gehölzbewohner. Die starken Bestandsschwankungen im Untersuchungszeitraum zeigten keinen Zusammenhang mit der Entwicklung des Gehölzbestands. Bemerkenswert ist, dass ab 2002 in der Probefläche ein steigender Brutzeitbestand zu beobachten war, obwohl in der nur fünf Kilometer entfernten Stadt Stockerau, wie auch in anderen Städten Ostösterreichs, durch das Usu-

tu-Virus ausgelöste, dramatische Bestandsrückgänge der Amsel zu verzeichnen waren (Straka 2005).

Wie eingangs erwähnt, sind beachtliche Schwankungen des Brutbestands von Kleinvögeln selbst in weitgehend ungestörten Gebieten zu verzeichnen, wobei Witterungseinflüsse eine wesentliche Rolle spielen (z. B. Klafs et al. 1981). Da die Mehrzahl der in der Ackerlandschaft lebenden Arten von der Ausstattung mit nicht ackerbaulich genutzten Landschaftselementen abhängig ist, sind alle Änderungen dieser Strukturen beispielsweise durch Sukzession oder Pflegemaßnahmen von zentraler Bedeutung, wie auch durch die Ergebnisse der vorliegenden Studie betont wird. Zudem fanden im Untersuchungszeitraum im Weinviertel auch weitere, kurzfristige Biotopverluste im Zuge von Flurbereinigungen statt (Semrad 2002, 2009), sowie langfristige durch Verbauung, wie im Fall von Siedlungserweiterungen, dem Bau von Verkehrsprojekten oder Windkraftanlagen. In diesem Zusammenhang erwähnenswert ist, dass im Frühjahr 2013, nach Beendigung der vorliegenden Untersuchung, fast der gesamte Gehölzbestand im Nordteil des Hatzenbachs beseitigt wurde. Für die Avifauna nachteilige Änderungen der Landbewirtschaftung, die sowohl strukturelle Änderungen wie die Zunahme der Schlaggröße oder Änderungen in der Fruchtfolge als auch den noch immer steigenden Einsatz von Pestiziden und Düngemitteln mit seinen direkten und indirekten Auswirkungen betreffen (Boatman et al. 2004, Hötter 2004, Guerrero et al. 2012), sind in der Regel nur unzureichend dokumentiert. Die Problematik des Biozideinsatzes wurde in jüngster Zeit auch am Beispiel der Neonicotinoide thematisiert. Während über die Auswirkungen auf Nicht-Ziel-Organismen unter den Insekten mittlerweile zahlreiche Untersuchungen vorliegen (Sanchez-Bayoa & Wyckhuys 2019), sind die Folgen für insektenfressende Vögel noch weitgehend unerforscht (Hallmann et al. 2014).

Zusammenfassung

Die Gründe für zeitliche Veränderungen von Brutvogelbeständen sind oftmals noch immer unzureichend bekannt. Daher wurde in Fortsetzung eines seit 1985 laufenden Monitoring-Projekts in den Jahren 1992 bis 2009 der Brutvogelbestand einer intensiv landwirtschaftlich genutzten Fläche im südlichen Weinviertel durch Revierkartierung erfasst. Mit Ausnahme eines kleinen, rund 4 km langen Bachlaufs und des Wegenetzes bestand die 350 ha große Probefläche ausschließlich aus Ackerflächen. Von den 38 nachgewiesenen Brutvogelarten waren lediglich die fünf Arten Kiebitz, Fasan, Rebhuhn, Wachtel und Feldlerche Brutvögel der Ackerflächen,

30 Arten waren hingegen in ihrem Brutvorkommen an den Bachlauf gebunden. Drei weitere Arten, nämlich Aaskrähe, Turmfalke und Baumfalke, nutzten überwiegend die Gittermasten der die Probefläche querenden Hochspannungsleitung als Brutplatz. Die meisten Arten zeigten im achtzehnjährigen Untersuchungszeitraum starke Bestandsschwankungen, welche teilweise mit den Witterungsverhältnissen und Änderungen der Biotopstruktur entlang des Bachlaufs in Zusammenhang gebracht werden können. Die Zunahme der an Gehölze gebundener Arten kann zum Teil durch eine Zunahme des Gehölzbestands erklärt werden. Häufigster Brutvogel der Feldflächen war die Feldlerche. Die Abundanzwerte lagen zwischen 1,8 und 5,7 Revieren/10 ha mit Maximalwerten in den Jahren 1993–1996. Ab 1994 erfolgte ein fast kontinuierlicher Bestandsrückgang um insgesamt 68,4 %. Die Gesamtzahl der Brutvogelreviere entlang des Bachlaufs schwankte zwischen 49 und 118 Revieren. Die fast durchgehenden Grabenräumungen in den Jahren 1998 und 2009 führten zu einem starken Rückgang des Brutbestands um 39 bzw. 33 %. Bei den häufigsten Arten Sumpfrohrsänger, Neuntöter, Goldammer und Rohrammer erfolgte im Untersuchungszeitraum eine Zunahme des Brutbestands. Beim Neuntöter kam es allerdings nach vorhergegangener Zunahme von 2002 bis 2007 zu einem Rückgang um 89 %. Die vorliegende Fallstudie zeigt auf, dass eine Vielzahl abiotischer und biotischer Faktoren für die Interpretation der zeitlichen Veränderungen von Brutvogelbeständen auf lokaler Ebene berücksichtigt werden müssen.

Literatur

- Albrecht, C., T. Esser & B. Hille (2008):** Wirksamkeit und Fördermöglichkeiten von Zusatzstrukturen in der Landwirtschaft als Beitrag zum Erhalt der Artenvielfalt. *Schriftreihe des Instituts für Landwirtschaft und Umwelt* 16: 1–78.
- Batary, P., T. Matthiesen & T. Tschardt (2010):** Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biol. Conserv.* 143: 2020–2027.
- Bauer, H. G. & P. Berthold (1996):** Die Brutvögel Mitteleuropas, Bestand und Gefährdung. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Berthold, P. (2003):** Die Veränderungen der Brutvogelfauna in zwei süddeutschen Dorfgemeindebereichen in den letzten fünf bzw. drei Jahrzehnten oder: verlorene Paradiese? *J. Ornithol.* 144: 385–410.
- Berthold, P. & W. Fiedler (2005):** 32-jährige Untersuchungen der Bestandsentwicklung mitteleuropäischer Kleinvögel mit Hilfe von Fangzahlen: überwiegend Bestandsabnahmen. *Vogelwarte* 43: 97–102.
- Berthold, P., G. Fliege, U. Querner & H. Winkler (1986):** Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln im Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen. *J. Ornithol.* 127: 397–437.

- Bezzel, E. (1982):** Vögel in der Kulturlandschaft. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess & D. A. Hill (1995):** Methoden der Feld-ornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag, Radebeul.
- BirdLife International (2004):** Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series no. 12. BirdLife International, Cambridge.
- Boatman, N. G., N. W. Brickle, J. D. Hart, T. P. Milsom, A. J. Morris, A. W. A. Murray, K. A. Murray & P. A. Robertson (2004):** Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis* 146: 131-143.
- Bobek, H. (1961-1980):** Atlas der Republik Österreich. Freytag-Berndt und Ataria, Kartographische Anstalt, Wien.
- Brandner, F. (1971):** Österreichische Bodenkartierung 1:25.000: Kartierungsbereich 74 Stockerau. BMLFW, landwirtschaftlich-chemische Bundesversuchsanstalt, Wien.
- Busche, G. (1982):** Zur Revierfassung bei der Feldlerche (*Alauda arvensis*) nach der Kartierungsmethode. *Vogelwelt* 103: 71-73.
- Chamberlain, D. E., A. M. Wilson, S. J. Browne & J. A. Vickery (1999):** Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *J. Appl. Ecol.* 36: 856-870.
- Dombrowski, A. & A. Golawski (2002):** Changes in numbers of breeding birds in an agricultural landscape of east-central Poland. *Vogelwelt* 123: 79-87.
- Donald, P. F., R. E. Green & M. F. Heath (2001):** Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268: 25-29.
- Eraud, C. & J. M. Boutin (2002):** Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. *Bird Study* 49: 287-296.
- Flade, M. & J. Schwarz (2013):** Bestandsentwicklung von Vogelarten der Agrarlandschaft in Deutschland 1991-2010 und Schlüsselfaktoren. *Julius-Kühn Archiv* 442: 8-17.
- Fuller, R. J., S. A. Hinsley & R. D. Swetnam (2004):** The relevance of non-farmland habitats, uncropped areas and habitat diversity to the conservation of farmland birds. *Ibis* 146: 22-31.
- Guerrero, I., M. B. Morales, J. J. Oñate, F. Geiger, F. Berendse, G. de Snoo, S. Eggers, T. Pärt, J. Bengtsson, L. W. Clement, W. W. Weisser, A. Olszewski, P. Ceryngier, V. Hawro, J. Liira, T. Aavik, C. Fischer, A. Flohre, C. Thies & T. Tschardt (2012):** Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: Landscape and field level management factors. *Biol. Conserv.* 152: 74-80.
- Hallman, C. A., R. P. B. Foppen, C. A. M. van Turnhout, H. de Kroon & E. Jongejans (2014):** Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511: 341-343.
- Hölzinger, J. (1987):** Die Vögel Baden-Württembergs, Bd. 1 und 2. Ulmer, Stuttgart.
- Hötter, H. (2004):** Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz. Naturschutzbund Deutschland, Bergenhusen.
- Klafs, G., H. Müller & H. Weber (1981):** Zum Einfluß der Witterung während der Brutzeit auf großräumige Abundanzänderungen waldbewohnender Singvogelgruppen. *Arch. Naturschutz Landschaftsforsch.* 21: 34-39.
- Langgemach, T. & T. Ryslavý (2010):** Vogelarten der Agrarlandschaft in Brandenburg – Überblick über Bestand und Bestandstrends. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 95: 107-130.
- Meister, B., U. Köppen, O. Geiter, W. Fiedler & F. Bairlein (2016):** Brutbestand, Bruterfolg und jährliche Überlebensrate von Kleinvogelarten – Ergebnisse des Integrierten Monitorings von Singvogelpopulationen in Deutschland (IMS) 1998 bis 2013. *Vogelwarte* 54: 90-108.
- Oelke, H. (1968):** Wo beginnt bzw. wo endet der Biotop der Feldlerche? *J. Ornithol.* 109: 25-29.
- Piha, M., T. Pakkala & J. Tiainen (2003):** Habitat preferences of the Skylark *Alauda arvensis* in southern Finland. *Ornis Fenn.* 80: 97-110.
- Roos, S. (2006):** Habitat selection and reproduction of Red-backed Shrikes (*Lanius collurio*) in relation to abundance of potential avian nest predators. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 32: 167-173.
- Sanchez-Bayoa, F. & K. A. G. Wyckhuys (2019):** Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol. Conserv.* 232: 8-27.
- Schelbert, B., J. Fischer, S. Gfeller & M. Weggler (1995):** Die Vogelwelt der Reussebene. Eine Entwicklungsgeschichte 1971-1993. Rottenschwil, Naturschutzzentrum Zieglerhaus.
- Schifferli, L. (2001):** Birds breeding in a changing farmland. *Acta Ornithol.* 36: 35-51.
- Schläpfer, A. (1988):** Populationsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. *Ornithol. Beob.* 85: 309-371.
- Schuster, A. (1993):** Vergleich der brut- und nachbrutzeitlichen Habitatwahl von Neuntöter (*Lanius collurio*, L.), Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata*, L.) und Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*, L.) im Kulturland des Hanság (Burgenland). Diplomarbeit, Universität Wien.
- Sellin, D. (1988):** Zur Dynamik des Sommervogelbestandes eines isolierten Birken-Stieleichen-Waldes während einer 12jährigen Untersuchungsperiode. *Beitr. Vogelkunde* 34: 157-176.
- Semrad, J. (2002):** Besiedelung agrarökologisch bedeutsamer Landschaftselemente durch Goldammer (*Emberiza citrinella*) und Neuntöter (*Lanius collurio*) in Münichsthal (Niederösterreich). *Egretta* 45: 59-90.
- Semrad, J. (2009):** Flurbereinigungen und Kulturlandvögel. AVL ARGE Vegetationsökologie und Landschaftsplanung GmbH, Wien.
- Siriwardena, G. M., S. R. Baillie, S. T. Buckland, R. M. Fewster, J. H. Marchant & J. D. Wilson (1998):** Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *J. Appl. Ecol.* 35: 24-43.
- Straka, U. (1991):** Brutzeitbeobachtungen in einer reich strukturierten Kulturlandschaft im südlichen Weinviertel. *Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich* 2/4: 1-4.
- Straka, U. (1992a):** Brutbestandserhebungen in einem Ackerbaugebiet im südlichen Weinviertel (Niederösterreich) in den Jahren 1985 bis 1991. *Egretta* 35: 154-172.
- Straka, U. (1992b):** Der Frühjahrszug des Kiebitz *Vanellus vanellus* in einem Ackerbaugebiet im südlichen Weinviertel (NÖ) in den Jahren 1991 und 1992. *Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich* 3/3: 1-3.
- Straka, U. (1993):** Zum Vorkommen von Greifvögeln in Ackerbaugebieten Ostösterreichs. *Beobachtungen im Marchfeld und im südli-*

chen Weinviertel in den Jahren 1984 bis 1993. Vogelkundl. Nachrichten Ostösterreich 4/4: 139-145.

Straka, U. (1994): Hochspannungsmasten als Neststandorte der Aaskrähe. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 5: 87.

Straka, U. (1995a): Zu Bestandsentwicklung und Habitatwahl des Neuntöters (*Lanius collurio*) in einem Ackerbauggebiet im südlichen Weinviertel (Niederösterreich) in den Jahren 1985 bis 1993. Egretta 38: 34-45.

Straka, U. (1995b): Verbreitung und Häufigkeit von Goldammer, Grauammer, Ortolan und Rohrammer in einem Ackerbauggebiet im südlichen Weinviertel im Jahre 1994. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 6: 1-4.

Straka, U. (1996): Verbreitung und Häufigkeit ausgewählter Kulturlandvögel in einem Ackerbauggebiet im südlichen Weinviertel (NÖ) im Jahre 1994. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 7: 65-69.

Straka, U. (1998): Beobachtungen an einem Überwinterungsplatz der Walddohreule in der Stadt Stockerau (Niederösterreich) in den Wintern 1993/94 bis 1997/98. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 9: 29-32.

Straka, U. (2005): Mehrjährige Beobachtungen an Amseln *Turdus merula* in der Stadt Stockerau (Niederösterreich) vor und nach dem Auftreten des Usutu-Virus. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 16: 8-11.

Straka, U., N. Brunner, T. Frank, M. Kühleitner & W. G. Novak (2008): Trendanalyse von Brutvogelbeständen. Wissenschaftl. Nachr. 134: 25-30.

Straka, U. & A. S. Reiter (2000): Beobachtungen an Schlafplätzen der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) in Ackerbaugebieten des Weinviertels (NÖ). Egretta 43/1: 61-67.

Straka, U. & A. S. Reiter (2014): Teilprojekt 9: Avifauna. Avifaunistische Analyse und Bewertung der agrarökologischen Situation des Biobetriebes Rutzendorf: Dokumentation der Auswirkungen des Biologischen Landbaues sowie agrarökologischer Begleitmaßnahmen auf die Brutvogelfauna. In: Freyer, B. (Projektleitung), Langzeitmonitoring der Auswirkungen einer Umstellung auf den biologischen Landbau. Mubil IV Abschlußbericht, Forschungsprojekt Nr. 100821. Auftraggeber BMLFUW, Wien, pp. 82-99.

Straka, U. & A. S. Reiter (2018): Mehrjährige Untersuchungen zur Habitatnutzung, Siedlungsdichte und Entwicklung des Brutzeitbestands der Feldlerche (*Alauda arvensis*) auf einem biologisch bewirtschafteten Ackerbaubetrieb im Marchfeld (Niederösterreich). Egretta 56: 116-136.

Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (Hrsg.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.

Sudfeldt, C., R. Dröschmeister, W. Frederking, K. Gedeon, B. Gerlach, C. Grüneberg, J. Karthäuser, T. Langgemach, B. Schuster, S. Trautmann & J. Wahl (2013): Vögel in Deutschland 2013. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

Suhonen, J., K. Norrdahl & E. Korpimäki (1994): Avian predation risk modifies breeding bird community on a farmland area. Ecology 75: 1626-1634.

Teufelbauer, N. (2010): Der Farmland Bird Index für Österreich – erste Ergebnisse zu Bestandsentwicklung häufiger Vogelarten des Kulturlandes. Egretta 51: 35-50.

Teufelbauer, N. & B. Seaman (2017): Farmland Bird Index für Österreich: Indikatorenenermittlung 2015 bis 2020. Teilbericht 2: Farmland Bird Index 2016. Studie im Auftrag des BMLFUW, Wien. BirdLife Österreich, Wien.

Teufelbauer, N., B. S. Seaman & M. Dvorak (2017): Bestandsentwicklungen häufiger österreichischer Brutvögel im Zeitraum 1998-2016 – Ergebnisse des Brutvogel-Monitoring. Egretta 55: 43-76.

Thiele, H. U. (1978): Veränderungen des Brutvogelbestandes in einem rheinischen Waldgebiet in 25 Jahren (1952 – 1977). Beitr. Avifauna Rheinland 11: 56-74.

Toepfer, S. & M. Stubbe (2001): Territory density of the Skylark (*Alauda arvensis*) in relation to field vegetation in central Germany. J. Ornithol. 142: 184-194.

Tryjanowski, P. (2001): Proximity of Raven (*Corvus corax*) nest modifies breeding bird community in an intensively used farmland. Ann. Zool. Fennici 38: 131-138.

Tucker, G. M. & M. F. Heath (1994): Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series no. 3. BirdLife International, Cambridge.

Utschik, H. (1990): Entwicklung des Zaunkönigbestandes (*Troglodytes troglodytes*) im Auwald der Innstaufer Perach 1976-1987. Ökol. Vögel 12: 39-51.

Weitnauer, E. & B. Bruderer (1987): Veränderung der Brutvogel-Fauna der Gemeinde Oltingen in den Jahren 1935-1985. Ornithol. Beob. 84: 1-9.

Wilson, J. D., J. Evans, S. J. Browne & J. R. King (1997): Territory distribution and breeding success of Skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. J. Appl. Ecol. 34: 1462-1478.

Wink, M. (1974): Veränderungen des Brutvogelbestandes der Siegniederung in den vergangenen 14 Jahren (1960 – 1973). Vogelwelt 95: 121-137.

Anschrift des Autors:

Dr. Ulrich Straka

Institut für Zoologie, Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung
Universität für Bodenkultur Wien
Gregor Mendel-Strasse 33
1180 Wien
ulrich.straka@boku.ac.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Egretta](#)

Jahr/Year: 2021

Band/Volume: [57](#)

Autor(en)/Author(s): Straka Ulrich

Artikel/Article: [Jährliche Schwankungen und Langzeittrends von Brutvögeln in einem Ackerbaugebiet im südlichen Weinviertel \(Niederösterreich\) in den Jahren 1992 bis 2009 15-35](#)